biota neotropica
ISSN 1678-6424
português
vol 8 n 3

Biota Neotropica é uma revista do Programa BIOTA/FAPESP - O Instituto Virtual da Biodiversidade, que publica resultados de pesquisa original, vinculada ou não ao programa, que abordem a temática caracterização, conservação e uso sustentável da biodiversidade na região Neotropical.

A **Biota Neotropica** é uma revista eletrônica e está integral e gratuitamente disponível no endereço *http://www.biotaneotropica.org.br*

Esta versão impressa da Biota Neotropica será depositada em bibliotecas de referência para atender às exigências dos Códigos Nomenclaturais de Botânica e Zoologia.

Biota Neotropica, Biota/Fapesp – O Instituto Virtual da Biodiversidade
vol. 8, n. 3 (2008) Campinas, Centro de Referência em Informação Ambiental, 2008.

Trimestral
Publicação em português e inglês
ISSN: 1678-6424 (Versão em português-impresso)

Biodiversidade – Periódicos

CDD-639-9

Diagramação e Normalização

cubomultimidia
www.cubomultimidia.com.br

Editorial

Biodiversity and climate change in the Neotropical region.

The isolation of South America from Central America and Africa during the Tertiary Period left a strong imprint on the biota of the Neotropics. For almost 100 million years Neotropical flora, fauna and microorganisms evolved in completely isolation. The emergence of a continuous land bridge, 3 Ma years ago, between Central and South America is well documented and is demonstrated by the arrival of temperate elements in South American highlands and concurrent appearance of South American taxa in Central America. There is strong evidence of displacement of the Neotropical fauna, especially mammals, by northern immigrants, but the same is not observed in relation to plants. The mix of taxa in extant Mexican tropical floras derived from tropical South America, tropical Central America, and from remnants of northern tropical Eocene floras is strong evidence for the impact that the land bridge through the Panamanian isthmus had on the Neotropical region (Burnham & Graham, 1999).

Data on temperature changes during the late Tertiary and Quaternary Periods point to low-latitude temperature fluctuations of up to 6 °C. Proposals of accompanying widespread rainfall fluctuations are less equivocal. Rainfall probably varied regionally, resulting in a mosaic of habitats controlled by river migration, sea level fluctuations, local dryness, and local uplift. Zones postulated as refugia provide testable hypotheses using neo-ecological and paleo-ecological data (Burnham & Graham 1999). Although the refugia hypothesis is questioned today (Bush & Oliveira 2006), undoubtedly the effects of climate change on vegetation physiognomy played a crucial role in shaping not only the present pattern of mammalian distribution (de Vivo & Carmignotto 2004), but also of present biomes and ecotones.

The final result of this long process of genesis and evolution of the Neotropical region, is that most of the Neotropical countries, such as Brazil, Colombia, Ecuador and Peru, are on the higher positions of any ranking of species richness. Brazil, in particular, occupies the first position in such rankings and is therefore considered the most Megadiverse country. So during millions of years there was a synergism between gradual and slow climate changes and speciation, giving time for natural selection and other evolutionary tolls to play their role.

Sometime between 50.000 and 20.000 years ago, man arrived in the Neotropical region, and started to change this scenario, hunting some species to extinction, burning some areas and promoting local changes in rivers and estuaries. But it was in 1.500 with the arrival of the European that land transformation processes really sped up, and the time scale of environmental changes jumped from thousands to hundreds of years. Five hundred years later we are experiencing yet another jump in time scale, as climate and other environmental changes are now measurable in decades. There is a growing discrepancy between the speed of the evolutionary process and that of climate changes. As a consequence there is an exponential increase in extinction rates (Thomas et al. 2004) in particular in the Neotropical region.

There is an urgent need to input authoritative knowledge on the likely impacts of climate change on biodiversity. There is a reasonable scientific consensus about the expected types of impacts on species and ecosystems, and a growing catalogue of documented changes that are consistent with climate change predictions. Nevertheless, there is much uncertainty about how individual species and ecosystems will respond to the combined impacts of future climate change and other pressures on biodiversity.

Siqueira & Peterson (2003) working with 162 tree species of the Brazilian Cerrado, have shown that, in an optimistic scenario of up to 2 °C increase in average temperature, 18 species tend to disappear, in a more realistic scenario of up to 4 °C increase in average temperature, this number jumps to 56 species that probably will become extinct. Colombo & Joly (in press) used the same model to study 38 Atlantic Forest species of trees, and have shown that, in a scenario of up to 4 °C increase in average temperature, the area today occupied by these species is reduced in 65%.

In Brazil, climate change is even more strongly linked with biodiversity loss, since 75% of the country's emission of green house effect gases/GEG comes from burning forest to use the land for cattle and/or soybeans plantations. Therefore, in my opinion, Brazil has an historical opportunity and a moral obligation to start the Post-Kyoto Negotiations establishing a self-imposed, reduction target of, at least 35%, on its emissions of green house gases, achieved through reducing deforestation rates in 50%.

A country with an energy source matrix where more the 90% of the energy used comes from hydroelectric power stations and where at least 30% of the cars are running with sugar cane alcohol (without considering that all gasoline sold in Brazil has, at least, 20% of sugar cane alcohol), makes Brazil the unique case were a reduction in GEG can be made without jeopardizing the economic development of the country. The reduction in the deforestation rate, to achieve the self imposed reduction in GEG emission, must be measurable, permanent and monitored by Brazilian and International Research Institute/Organizations.

If Brazil stops incinerating its rich biodiversity (in large part yet unknown by science),, giving the future generations a chance to use this natural asset in a more sustainable way, the country will voluntarily reduce its rate of GEG emissions. Obviously this will have a cost, and in my opinion it should be paid by developed countries, if the countries reduction in deforestation rates complies with the target set.

References

BURNHAM, R.J. & GRAHAM, A. The history of Neotropical vegetation: new developments and status. Ann. Missouri Bot. Gard., v.86, n.2, p. 546-589, 1999.

BUSH, M.B. & OLIVEIRA, P. E. The rise and fall of the Refugial Hypothesis of Amazonian speciation: a paleoecological perspective. Biota Neotrop. 6(1): available at http://www.biotaneotropica.org.br/v6n1/en/abstract?point-of-view+bn00106012006

COLOMBO, A.F. & JOLY, C.A. 2008. Potential consequences of global climate change for arboreal species of the Atlantic Forest of Brazil. Conserv. Biol. (submitted).

VIVO, M. & CARMIGNOTTO, A.P. 2004. Holocene vegetation change and the mammal faunas of South America and Africa. J. Biogeogr. 31:943-957.

SIQUEIRA, M.F. & PETERSON, A.T. Consequences of global climate change for geographic distributions of Cerrado tree species. Biota Neotrop. 3(2): available at http://www.biotaneotropica.org.br/v3n2/pt/abstract?article+BN00803022003.

THOMAS, C.D., CAMERON, A., GREEN, R.E., BAKLENES, M., BEAUMONT, L.J., COLLINGHAM, Y.C., ERASMUS, B.F.N., SIQUEIRA, M.F., GRAIGNER, A., HANNAH, L., HUGHES, L., HUNTLEY, B., van JAARSVELD, A.S., MIDGLEY, G.F. MILES, L., ORTEGA-HUERTA, M.A., PETERSON, A.T., PHILLIPS, O.L. & WILLIAMS, S.E. 2004. Extinction risk from climate change. Nature 427:145-148.

Carlos Alfredo Joly
Department of Botany, Biology Institute, State University of Campinas, CP 6109, CEP 13083-970, Campinas/SP, Brazil
and Member of the Stirring Committee of the BIOTA/FAPESP Program

Índice

Sobre a BIOTA NEOTROPICA 9

Instruções aos autores 11

Bibliotecas de depósito da versão impressa 17

Pontos de Vista

- O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade?
  Adriano Sanches Melo *21*

Artigos

- Cirripedia Balanomorpha del estuario del Río Paripe (Isla de Itamaracá, Pernambuco, Brasil)
  Cristiane Maria Rocha Farrapeira *31*

- Aves da Ilha Comprida (Estado de São Paulo, Brasil): uma análise multivariada
  Edison Barbieri & Eduardo Tavares Paes *41*

- Diversidade de anuros na Floresta Nacional de Chapecó, Floresta Atlântica do sul do Brasil
  Elaine Maria Lucas & Vanessa Barbisan Fortes *51*

- Taxocenose de serpentes da Ilha de São Sebastião, sudeste do Brasil: comparação com o continente
  Fernanda da Cruz Centeno, Ricardo Jannini Sawaya & Otavio Augusto Vuolo Marques *63*

- Branqueamento de corais nos recifes da Bahia e sua relação com eventos de anomalias térmicas nas águas superficiais do oceano
  Zelinda Margarida Andrade Nery Leão, Ruy Kenji Papa de Kikuchi & Marília de Dirceu Machado de Oliveira *69*

- Registro da família Eiconaxiidae Sakai & Ohta, 2005 (Crustacea: Decapoda: Thalassinidea) no Brasil, com redescrição de *Eiconaxius carinatus* (Bouvier 1925)
  Marilena Ramos-Porto, Petrônio Alves Coelho, Kátia Cristina de Araújo Silva, Girlene Fábia Segundo Viana & Israel Hidenburgo Aniceto Cintra *83*

- Germinação de espécies arbóreas de floresta estacional decidual do vale do rio Paranã em Goiás após três tipos de armazenamento por até 15 meses
  Victor Vinícius Ferreira de Lima, Daniel Luís Mascia Vieira, Anderson Cássio Sevilha & Antonieta Nassif Salomão *89*

- Novo registro de *Thalia cicar* van Soest 1973 (Urochordata: Thalia cea) no Atlântico Equatorial
  Xiomara Franchesca García Díaz, Lucia Maria de Oliveira Gusmão & Sigrid Neumann-Leitão *99*

- História natural de *Leptodactylus mystacinus* e *Leptodactylus fuscus* (Anura: Leptodactylidae) no Cerrado do Brasil Central
  Crizanto Brito De-Carvalho, Evellyn Borges de Freitas, Renato Gomes Faria, Renato de Carvalho Batista, Cássio de Carvalho Batista, Welington Araújo Coelho & Adriana Bocchiglieri *105*

Riqueza, abundância e biomassa em duas comunidades de serpentes na Floresta Atlantica em sítios com diferenças na produtividade
Carlos Frederico Duarte Rocha, Helena Godoy Bergallo, Carla Fabiane Vera y Conde, Emerson Brum Bittencourt & Hilda de Carvalho Santos *117*

Bioacústica e sítio de vocalização em taxocenoses de anuros de área aberta no noroeste paulista
Rodrigo Augusto Silva, Itamar Alves Martins & Denise de Cerqueira Rossa-Feres *123*

Estrutura da comunidade dos Tintinnina na região do Atol das Rocas (Rio Grande do Norte) e Arquipélago de Fernando de Noronha (Pernambuco)
Eliane Maria de Souza Nogueira, Roberto Sassi & Tarcísio Alves Cordeiro *135*

Dieta e comportamento alimentar de *Malacoctenus delalandii* (Perciformes: Labrisomidae)
Pedro Henrique Cipresso Pereira & Giuliano Buzá Jacobucci *141*

A biodiversidade do fitoplâncton do litoral do estado de São Paulo, Brasil
Maria Célia Villac, Valéria Aparecida de Paula Cabral-Noronha & Thatiana de Oliveira Pinto *151*

Uma nova espécie de *Notalina* Mosely, 1936 (Trichoptera: Leptoceridae) proveniente do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás, Brasil
Adolfo Ricardo Calor *175*

Echinodermata da Baía de Todos os Santos e da Baía de Aratu (Bahia, Brasil)
Cynthia Lara de Castro Manso, Orane Falcão de Souza Alves & Luciana Ribeiro Martins *179*

Variação espacial e temporal na diversidade e composição de espécies de peixes em riachos da bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná
Yzel Rondon Súarez *197*

Inventários

Aves da Estação Ecológica de Itirapina, estado de São Paulo, Brasil
José Carlos Motta-Junior, Marco Antonio Monteiro Granzinolli & Pedro Ferreira Develey *207*

Composição e ameaças à conservação dos anfíbios anuros do Parque Estadual de Itapeva, município de Torres, Rio Grande do Sul, Brasil
Patrick Colombo, Andreas Kindel, Giovanni Vinciprova & Ligia Krause *229*

Revisões Temáticas

Seleção de sítios de oviposição em anuros (Lissamphibia)
Wagner Rodrigues da Silva & Ariovaldo Antônio Giaretta *243*

Short Communications

- Primer informe de *Lutzomyia yuilli* Young & Porter, 1972 y *Lutzomyia triramula* (Fairchild & Hertig 1952) (Diptera: Psychodidae) en el departamento de Caldas, Colombia
  Daniela Vergara, Lina María Carrillo, Eduar Elías Bejarano & Iván Darío Vélez.....*251*

- Ocorrência de Naididae (Annelida: Oligochaeta) em três espécies de gastrópodes em campos irrigados no sudeste do Brasil
  Renato Tavares Martins & Roberto da Gama Alves.....*255*

Sobre a BIOTA NEOTROPICA

A revista BIOTA NEOTROPICA é editada pelo Programa BIOTA/FAPESP - O Instituto Virtual da Biodiversidade, e publica resultados de pesquisa original, vinculadas ou não ao programa, que abordem a temática caracterização, conservação e uso sustentável da biodiversidade na região Neotropical.

Serão considerados para publicação trabalhos cujo conteúdo, no todo ou em parte, não tenha sido e não venha a ser publicado em outro periódico, pois os direitos autorais dos trabalhos publicados passam a ser da Biota Neotropica conforme Termo de Transferência assinado pelo(s) autores(as).

Serão considerados trabalhos nas seguintes categorias:
- Artigos;
- Inventários;
- Short Communications/Notas;
- Revisões Temáticas;
- Revisões Taxonômicas;
- Chaves de Identificação

Na versão on line também serão aceitos, para divulgação, resumos de Dissertações e Teses.

A instituição responsável por esta publicação eletrônica é o Centro de Referência em Informação Ambiental/CRIA, sediado em Campinas, São Paulo. A revista BIOTA NEOTROPICA é publicada apenas on-line, via internet, usando a rede mundial de computadores como plataforma. Visando cumprir as exigências dos códigos nomenclaturais, 20 exemplares da BIOTA NEOTROPICA são impressos e depositados em bibliotecas de referência no Brasil e no exterior.

Serão aceitos para publicação trabalhos em português, espanhol ou inglês. Todos os trabalhos, em qualquer categoria, deverão ter, obrigatoriamente, um título, resumo e palavras-chave em inglês e os mesmos itens a escolher entre português e espanhol. Para maiores detalhes, consulte o item normas.

Excepcionalmente, em 2001 foi publicado apenas um número da Biota Neotropica, por isso todo material disponibilizado eletronicamente até 31 de dezembro de 2001 faz parte do volume 1, número 1/2. De 2002 a 2005 foram publicados dois números por ano, mas em função do crescimento da demanda qualificada de trabalhos submetidos à publicação, a partir de 2006 foram publicados 3 números por ano e a partir de 2008 a revista passou a ser trimestral. Todos trabalhos aprovados pela assessoria "ad hoc" e pela Comissão Editorial até 15 de março farão parte do número 1 do ano em curso, os trabalhos aprovados até 15 de junho farão parte do número 2, e os trabalhos aprovados até 15 de setembro e 15 de dezembro farão parte, respectivamente, dos números 3 e 4.

Todos os trabalhos publicados na BIOTA NEOTROPICA têm um endereço eletrônico individual, que aparece no Abstract e no Resumo, tanto da versão "on line" como no PDF final. Por exemplo: http://www.biotaneotropica.org.br/v8n2/pt/abstract?point-of-view+bn00108022008, este código individual é composto pelo número que o manuscrito recebe quando submetido (001 no exemplo acima), o número do volume (08), o número do fascículo (02) e o ano (2008).

Com exceção dos Resumos de Dissertação ou Tese, cuja publicação é uma reprodução exata e fiel do texto impresso na respectiva tese ou dissertação, todos os trabalhos submetidos à publicação na BIOTA NEOTROPICA serão avaliados por pelo menos dois assessores "ad hoc". A BIOTA NEOTROPICA adota o sistema de assessoria conhecido como duplo cego: o(a) assessor(a) não sabe quem é (são) o(s) autor(es) do trabalho que está sendo analisando e o(s) autor(es) não sabe(m) quem fez a revisão de seu trabalho.

Na fase de implantação da Biota Neotropica, e de desenvolvimento das ferramentas eletrônicas a associadas, o apoio financeiro da FAPESP e do CNPq cobria o custo de produção dos PDF, o custo de impressão das 20 cópias impressas, depositadas em bibliotecas de referência no Brasil e no Exterior para atender as exigências dos Códigos Nomenclaturais, e os custos de postagem destas cópias. Agora que a revista está implantada e, rapidamente se transformou em uma referência nacional para esta grande área que a caracterização e o uso sustentável da biodiversidade da região Neotropical abrange, é necessário desenvolvermos mecanismos de sustentabilidade da Biota Neotropica a médio e longo prazo. Neste sentido a Comissão Editorial da Biota Neotropica instituiu, a partir de 1º de março de 2007, a cobrança de uma taxa de R$ 25,00 (vinte e cinco reais) por página impressa de cada artigo publicado a partir do número 7(2). Este valor cobre os custos de produção do PDF, bem como da impressão e envio das cópias impressas às bibliotecas de referência. Os demais custos - de manutenção do site e das ferramentas eletrônicas - continuarão a depender de auxílios das agências de fomento à pesquisa.

A taxa por página publicada será paga diretamente a empresa responsável pela produção do PDF. Os detalhes para o pagamento serão comunicados aos autores no estágio final de editoração do trabalho aceito para publicação.

Visando atender as exigências dos Códigos Nomenclaturais de Botânica e Zoologia 20 cópias impressas da Biota Neotropica são depositadas em bibliotecas de referência no Brasil e no Exterior. Os autores de novos nomes ou combinações devem verificar se este procedimento atende às normas específicas do seu grupo taxonômico antes da submissão do manuscrito, pois a Comissão Editorial não se responsabiliza por esta verificação.

Esta publicação é financiada com recursos da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo/FAPESP (Processo 07/50856-8).

Instruções aos Autores

Os trabalhos submetidos à revista BIOTA NEOTROPICA devem ser enviados eletronicamente para o e-mail biotaneotropica@cria.org.br ou então em CD para o endereço abaixo:

Revista BIOTA NEOTROPICA
a/c Dr. CARLOS ALFREDO JOLY
Departamento de Botânica - IB/UNICAMP
CP 6109, CEP 13083-970, Campinas, SP, Brasil

Manuscritos que estejam de acordo com as normas serão enviados a assessores científicos selecionados pela Comissão Editorial. Em cada caso, o parecer será transmitido anonimamente aos autores. A aceitação dos trabalhos depende da decisão da Comissão Editorial. Ao submeter o manuscrito, defina em que categoria (Artigo, Short Communication etc.) deseja publicá-lo e indique uma lista de, no mínimo, quatro possíveis assessores(as), 2 do exterior no caso de trabalhos em inglês, com as respectivas instituições e e-mail.No caso de manuscritos em inglês, indicar pelo menos 2 revisores estrangeiros, de preferência de países de língua inglesa. O trabalho somente receberá data definitiva de aceitação após aprovação pela Comissão Editorial, quanto ao mérito científico e conformidade com as normas aqui estabelecidas. Essas normas valem para trabalhos em todas as categorias, exceto quando explicitamente informado.

Desde 1º de março de 2007 a Comissão Editorial da Biota Neotropica instituiu a cobrança de uma taxa de R$ 25,00 (vinte e cinco reais) por página impressa de cada artigo publicado a partir do número 7(2). Este valor cobre os custos de produção do PDF, bem como da impressão e envio das cópias impressas às bibliotecas de referência. Os demais custos - de manutenção do site e das ferramentas eletrônicas - continuarão a depender de auxílios das agências de fomento à pesquisa.

Ao submeter o manuscrito: a) defina em que categoria (Artigo, Short Communication etc.) deseja publicá-lo; b) indique uma lista de, no mínimo, quatro possíveis assessores(as), com as respectivas instituições e e-mail; c) manifeste por escrito a concordância com o pagamento da taxa de R$ 25,00 (vinte e cinco reais) por página impressa, caso seu trabalho seja aceito para publicação na Biota Neotropica.

Os trabalhos deverão ser enviados em arquivos em formato DOC (MS-Word for Windows versão 6.0 ou superior) ou, preferencialmente, em formato RTF (Rich Text Format). Os trabalhos poderão conter os links eletrônicos que o autor julgar apropriados. A inclusão de links eletrônicos é encorajada pelos editores por tornar o trabalho mais rico. Os links devem ser incluídos usando-se os recursos disponíveis no MS-Word para tal. Antes de serem publicados, todos os trabalhos terão sua formatação gráfica refeita, de acordo com padrões pré-estabelecidos pela Comissão Editorial. para cada categoria, antes de serem publicados. As imagens e tabelas pertencentes ao trabalho serão inseridas no texto final, a critério dos Editores, de acordo com os padrões previamente estabelecidos. Os editores se reservam o direito de incluir links eletrônicos apenas às referências internas a figuras e tabelas citadas no texto, assim como a inclusão de um índice, quando julgarem apropriado. O PDF do trabalho em sua formatação final será apresentado ao autor para que seja aprovado para publicação. Fica reservado ainda aos editores, o direito de utilização de imagens dos trabalhos publicados para a composição gráfica do site.

Pontos de Vista

Esta seção servirá de fórum para a discussão acadêmica de um tema relevante para o escopo da revista. A convite do Editor Chefe um(a) pesquisador(a) escreverá um artigo curto, expressando de uma forma provocativa o(s) seu(s) ponto(s) de vista sobre o tema em questão. A critério da Comissão Editorial. a revista poderá publicar respostas ou considerações de outros pesquisadores(as) estimulando a discussão sobre o tema. As opiniões expressas no Ponto de Vista e na(s) respectiva(s) resposta(s) são de inteira responsabilidade do(s) autor(es).

Resumos de Teses e Dissertações

Deverão ser enviados para a Comissão Editorial:

- nomes completos do autor e orientador com filiação, endereço e e-mail;
- cópia do resumo da tese/dissertação em inglês e em português ou espanhol exatamente como aprovado para a versão final da mesma;
- títulos em inglês e em português ou espanhol;
- palavras-chave em inglês e em português ou espanhol, evitando a repetição de palavras já utilizadas no título
- cópia da Ficha Catalográfica como publicada na versão final da tese/dissertação.

Poderão ser indicadas as referências bibliográficas de artigos resultantes da tese/dissertação.

Resumos, Abstracts e Fichas Catalográficas publicadas nesta seção da BIOTA NEOTROPICA são cópias fiéis da respectiva Tese/Dissertação de Mestrado/Doutorado. Portanto, não são publicações, não passam pelo crivo da Comissão Editorial., não serão incluídas na versão impressa depositada nas bibliotecas de referência e são de inteira responsabilidade do(a) autor(a).

Para a publicação de trabalhos nas demais categorias:

Ao serem submetidos, os trabalhos enviados à revista BIOTA NEOTROPICA devem ser divididos em dois arquivos: um primeiro arquivo contendo todo o texto do manuscrito, incluindo o corpo principal do texto (primeira página, resumo, introdução, material, métodos, resultados, discussão, agradecimentos e referências), as tabelas e as legendas das figuras; e um segundo arquivo contendo as figuras. Estas deverão ser submetidas em baixa resolução (e.g., 72 dpi para uma figura de 9 x 6 cm), de forma que o arquivo de figuras não exceda 2 MBytes. Em casos excepcionais, poderão ser submetidos mais de um arquivo de figuras, sempre respeitando o limite de 2 MBytes por arquivo. É encorajada, como forma de reduzir o tamanho do(s) arquivo(s) de figura, a submissão em formatos compactados (e.g., ZIP). É imprescindível que o autor abra os arquivos que preparou para submissão e verifique, cuidadosamente, se as figuras, gráficos ou tabelas estão, efetivamente, no formato desejado. Após o aceite definitivo do manuscrito o(s) autor(es) deverá(ão) subdividir o trabalho em um conjunto específico de arquivos, com os nomes abaixo especificados, de acordo com seus conteúdos. Os nomes dos arquivos deverão ter a extensão apropriada para o tipo de formato utilizado (.rtf, para arquivos em Rich Text Format,.doc para MS-Word,.gif para imagens em GIF,.jpg para imagens em JPEG etc.), devem ser escritos em letras minúsculas e não devem apresentar acentos, hífens, espaços ou qualquer caractere extra. Nesta submissão final, as figuras deverão ser apresentadas em alta resolução. Em todos os textos deve ser utilizada, como fonte básica, Times New Roman, tamanho 10. Nos títulos das seções usar tamanho 12. Podem ser utilizados negritos, itálicos, sublinhados, subscritos e superscritos, quando pertinente. Evite, porém, o uso excessivo desses recursos. Em casos especiais (ver fórmulas abaixo), podem ser utilizadas as seguintes fontes: Courier New, Symbol e Wingdings.

Documento principal

Um **único arquivo chamado Principal.rtf ou Principal.doc** com os títulos, resumos e palavras-chave em português ou espanhol e inglês, texto integral do trabalho, referências bibliográficas, tabelas e legendas de figuras. Esse arquivo não deve conter figuras, que deverão estar em arquivos separados, conforme descrito a seguir. O manuscrito deverá seguir o seguinte formato:

Título conciso e informativo

- Títulos em português ou espanhol e em inglês (Usar letra maiúscula apenas no início da primeira palavra e quando for pertinente, do ponto de vista ortográfico ou de regras científicas pré-estabelecidas);
- Título resumido

Autores

- Nome completo dos autores com numerações (sobrescritas) para indicar as respectivas filiações
- Filiações e endereços completos, com links eletrônicos para as instituições. Indicar o autor para correspondência e respectivo e-mail

Resumos/Abstract - com no máximo, 300 palavras

- Título em inglês e em português ou espanhol
- Resumo em inglês (Abstract)
- Palavras-chave em inglês (Key words) evitando a repetição de palavras já utilizadas no título
- Resumo em português ou espanhol
- Palavras-chave em português ou espanhol evitando a repetição de palavras já utilizadas no título As palavras-chave devem ser separadas por vírgula e não devem repetir palavras do título. Usar letra maiúscula apenas quando for pertinente, do ponto de vista ortográfico ou de regras científicas pré-estabelecidas.

Corpo do Trabalho

1. Seções

No caso do trabalho estar nas categorias "Artigo Científico", "Short Communication", "Inventário" e "Chave de Identificação", ele deverá ter a seguinte estrutura:

- Introdução (Introduction)
- Material e Métodos (Material and Methods)
- Resultados (Results)
- Discussão (Discussion)
- Agradecimentos (Acknowledgments)
- Referências bibliográficas (References)

A critério do autor, os itens Resultados e Discussão podem ser fundidos no caso de Short Communications. Não use notas de rodapé, inclua a informação diretamente no texto, pois torna a leitura mais fácil e reduz o número de links eletrônicos do manuscrito.

2. Casos especiais

No caso da categoria "Inventários" a listagem de espécies, ambientes, descrições, fotos etc., devem ser enviadas separadamente para que possam ser organizadas conforme formatações específicas. Além disso, para viabilizar o uso de ferramentas eletrônicas de busca, como o XML, a Comissão Editorial enviará aos autores dos trabalhos aceitos para publicação instruções específicas para a formatação da lista de espécies citadas no trabalho. Na categoria "Chaves de Identificação" a chave em si deve ser enviada separadamente para que possa ser formatada adequadamente. No caso de referência de material coletado é obrigatória a citação das coordenadas geográficas do local de coleta. Sempre que possível a citação deve ser feita em graus, minutos e segundos (Ex. 24° 32' 75" S e 53° 06' 31" W). No caso de referência a espécies ameaçadas especificar apenas graus e minutos.

3. Numeração dos subtítulos

O título de cada seção deve ser escrito sem numeração, em negrito, apenas com a inicial maiúscula (Ex. Introdução, Material e Métodos etc.). Apenas dois níveis de subtítulos serão permitidos, abaixo do título de cada seção. Os subtítulos deverão ser numerados em algarismos arábicos seguidos de um ponto para auxiliar na identificação de sua hierarquia quando da formatação final do trabalho. Ex. Material e Métodos; 1. Subtítulo; 1.1. Sub-subtítulo).

4. Citações bibliográficas

Colocar as citações bibliográficas de acordo com o seguinte padrão:
Silva (1960) ou (Silva 1960)
Silva (1960, 1973)
Silva (1960a, b)
Silva & Pereira (1979) ou (Silva & Pereira 1979)
Silva et al. (1990) ou (Silva et al. 1990)
(Silva 1989, Pereira & Carvalho 1993, Araújo et al. 1996, Lima 1997)
Citar referências a resultados não publicados ou trabalhos submetidos da seguinte forma: (A.E. Silva, dados não publicados). Em trabalhos taxonômicos, detalhar as citações do material examinado, conforme as regras específicas para o tipo de organismo estudado.

5. Números e unidades

Citar números e unidades da seguinte forma:
- escrever números até nove por extenso, a menos que sejam seguidos de unidades;
- utilizar, para número decimal, vírgula nos artigos em português ou espanhol (10,5 m) ou ponto nos escritos em inglês (10.5 m);
- utilizar o Sistema Internacional de Unidades, separando as unidades dos valores por um espaço (exceto para porcentagens, graus, minutos e segundos);
- utilizar abreviações das unidades sempre que possível. Não inserir espaços para mudar de linha caso a unidade não caiba na mesma linha.

6. Fórmulas

Fórmulas que puderem ser escritas em uma única linha, mesmo que exijam a utilização de fontes especiais (Symbol, Courier New e Wingdings), poderão fazer parte do texto. Ex. a = p.r2 ou Na_2HPO, etc. Qualquer outro tipo de fórmula ou equação deverá ser considerada uma figura e, portanto, seguir as regras estabelecidas para figuras.

7. Citações de figuras e tabelas

Escrever as palavras por extenso (Ex. Figura 1, Tabela 1, Figure 1, Table 1)

8. Referências bibliográficas

Adotar o formato apresentado nos seguintes exemplos, colocando todos os dados solicitados, na seqüência e com a pontuação indicadas, não acrescentando itens não mencionados:

FERGUSON, I.B. & BOLLARD, E.G. 1976. The movement of calcium in woody stems. Ann. Bot. 40(6):1057-1065.

SMITH, P.M. 1976. The chemotaxonomy of plants. Edward Arnold, London.

SNEDECOR, G.W. & COCHRAN, W.G. 1980. Statistical methods. 7 ed. Iowa State University Press, Ames.

SUNDERLAND, N. 1973. Pollen and anther culture. In Plant tissue and cell culture (H.F. Street, ed.). Blackwell Scientific Publications, Oxford, p.205-239.

BENTHAM, G. 1862. Leguminosae. Dalbergiae. In Flora Brasiliensis (C.F.P. Martius & A.G. Eichler, eds). F. Fleischer, Lipsiae, v.15, pars 1, p.1-349.

MANTOVANI, W., ROSSI, L., ROMANIUC NETO, S., ASSAD-LUDEWIGS, I.Y., WANDERLEY, M.G.L., MELO, M.M.R.F. & TOLEDO, C.B. 1989. Estudo fitossociológico de áreas de mata ciliar em Mogi-Guaçu, SP, Brasil. In Simpósio sobre mata ciliar (L.M. Barbosa, coord.). Fundação Cargil, Campinas, p.235-267.

STRUFFALDI-DE VUONO, Y. 1985. Fitossociologia do estrato arbóreo da floresta da Reserva Biológica do Instituto de Botânica de São Paulo, SP. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

FISHBASE. http://www.fishbase.org/home.htm (último acesso em dd/mmm/aaaa)

Abreviar títulos dos periódicos de acordo com o "World List of Scientific Periodicals" (http://library.caltech.edu/reference/abbreviations/) ou conforme o banco de dados do Catálogo Coletivo Nacional (CCN -IBICT) (busca disponível em http://www.ct.ibict.br:82/ccn/owa/ccn_consulta).

Para citação dos trabalhos publicados na BIOTA NEOTROPICA seguir o seguinte exemplo:

PORTELA, R.C.Q. & SANTOS, F.A.M. 2003. Alometria de plântulas e jovens de espécies arbóreas: copa x altura. Biota Neotrop. 3(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v3n2/pt/abstract?article+BN00503022003 (último acesso em dd/mm/aaaa)

Todos os trabalhos publicados na BIOTA NEOTROPICA têm um endereço eletrônico individual, que aparece imediatamente abaixo do(s) nome(s) do(s) autor(es) no PDF do trabalho. Este código individual é composto pelo número que o manuscrito recebe quando submetido (005 no exemplo acima), o número do volume (03), o número do fascículo (02) e o ano (2003).

9. Tabelas

Nos trabalhos em português ou espanhol os títulos das tabelas devem ser bilíngües, obrigatoriamente em português/espanhol e em inglês, e devem estar na parte superior das respectivas tabelas. O uso de duas línguas facilita a compreensão do conteúdo por leitores do exterior quando o trabalho está em português. As tabelas devem ser numeradas sequencialmente com números arábicos.

Caso uma tabela tenha uma legenda, essa deve ser incluída nesse arquivo, contida em um único parágrafo, sendo identificada iniciando-se o parágrafo por Tabela N, onde N é o número da tabela.

10. Figuras

Mapas, fotos, gráficos são considerados figuras. As figuras devem ser numeradas sequencialmente com números arábicos.

Na submissão inicial do trabalho, as imagens devem ser enviadas na menor resolução possível, para facilitar o envio eletrônico do trabalho para assessoria "ad hoc".

Na submissão inicial, todas as figuras deverão ser inseridas em um arquivo único, tipo ZIP, de no máximo 2 MBytes. Em casos excepcionais, poderão ser submetidos mais de um arquivo de figuras, sempre respeitando o limite de 2 MBytes por arquivo. É encorajada, como forma de reduzir o tamanho do(s) arquivo(s) de figura, a submissão em formatos compactados. Para avaliação da editoria e assessores, o tamanho dos arquivos de imagens deve ser de 10 x 15 cm com 72 dpi de definição (isso resulta em arquivos JPG da ordem de 60 a 100 Kbytes). O tamanho da imagem deve, sempre que possível, ter uma proporção de 3 x 2 ou 2 x 3 cm entre a largura e altura.

No caso de pranchas os textos inseridos nas figuras devem utilizar fontes sans-serif, como Arial ou Helvética, para maior legibilidade. Figuras compostas por várias outras devem ser identificadas por letras (Ex. Figura 1a, Figura 1b). Utilize escala de barras para indicar tamanho. As figuras não devem conter legendas, estas deverão ser especificadas em arquivo próprio.

Quando do aceite final do manuscrito, as figuras deverão ser apresentadas com alta resolução e em arquivos separados. Cada arquivo deve ser denominado como figura N.EXT, onde N é o número da figura e EXT é a extensão, de acordo com o formato da figura, ou seja, jpg para imagens em JPEG, gif para imagens em formato gif, tif para imagens em formato TIFF, bmp para imagens em formato BMP. Assim, o arquivo contendo a figura 1, cujo formato é tif, deve se chamar figura1.tif. Uma prancha composta por várias figuras a, b, c, d é considerada uma figura. Aconselha-se o uso de formatos JPEG e TIFF para fotografias e GIF ou BMP para gráficos. Outros formatos de imagens poderão também ser aceitos, sob consulta prévia. Para desenhos e gráficos os detalhes da resolução serão definidos pela equipe de produção do PDF em contacto com os autores.

As legendas das figuras devem fazer parte do arquivo texto Principal.rtf ou Principal.doc. inseridas após as referências bibliográficas. Cada legenda deve estar contida em um único parágrafo e deve ser identificada, iniciando-se o parágrafo por Figura N, onde N é o número da figura. Figuras compostas podem ou não ter legendas independentes.

Nos trabalhos em português ou espanhol todas as legendas das figuras devem ser bilíngües, obrigatoriamente, em português/espanhol e em inglês. O uso de duas línguas facilita a compreensão do conteúdo por leitores do exterior quando o trabalho está em português.

11. Arquivo de conteúdo

Todas as submissões deverão conter necessariamente 4 arquivos: carta encaminhamento (doc ou rtf) indicando título do manuscrito, autores e filiação, autor para correspondência (email) e manifestando por escrito a concordância com o pagamento da taxa de R$ 25,00 (vinte e cinco reais) por página impressa, caso o trabalho seja aceito para publicação na Biota Neotropica; principal (doc ou rtf), reunindo todos os arquivos de texto do trabalho; figuras (doc ou zip) - pode haver mais de um arquivo figuras (figuras 1, figuras 2...) se o tamanho ultrapassar 2Mb; assessores (doc ou rtf), com a indicação dos possíveis assessores para o trabalho. Os arquivos podem ser enviados separadamente ou incluídos em um único arquivo zip.

Juntamente com os arquivos que compõem o artigo, deve ser enviado um arquivo denominado Índice.doc ou Índice.rtf, que contenha a relação dos nomes de todos os arquivos que fazem parte do documento, especificando um por linha.

Bibliotecas de depósito da versão impressa

FUNDAÇÃO BIBLIOTECA NACIONAL
Depósito Legal
Departamento de Processos Técnicos
Av Rio Branco, 219/239 - 3o. andar
20040-008 - RIO DE JANEIRO/RJ
BRASIL

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA/INPA
Biblioteca - Av. André Araújo, 2936
Caixa Postal 478
69083-000 - MANAUS/AM
BRASIL

MUSEU PARAENSE EMILIO GOELDI
Biblioteca Domingos Soares Ferreira Penna
Departamento de Documentação e Informação (DOC)
Av. Perimetral 1901,
Caixa Postal 399
66077-530 - BELÉM/PA
BRASIL

BIBLIOTECA DO MUSEU NACIONAL
Av. General Herculano Gomes s/n
Horto Botânico - Quinta da Boa Vista
20942-360 - RIO DE JANEIRO/RJ
BRASIL

JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO
Biblioteca Barbosa Rodrigues
R. Jardim Botânico, 1008
22460-000 - RIO DE JANEIRO/RJ
BRASIL

BIBLIOTECA DO MUSEU DE ZOOLOGIA/USP
Av. Nazaré 481
04263-000 - SÃO PAULO/SP
BRASIL

BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS/ USP
Ed. Paulo Sawaya - Centro Didático
Rua do Matão, 303
05508-900 - SÃO PAULO/SP
BRASIL

BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA/UNICAMP
Cidade Universitária "Zeferino Vaz"
Caixa Postal 6109
13083-970 - CAMPINAS/SP
BRASIL

BRITISH LIBRARY
Boston Spa
Weteherby - West Yorkshire
LS23 7BQ
UK

ROYAL BOTANIC GARDENS KEW
Library & Archives
Kew
Surrey TW9 3AB
UK

LIBRARY SMITHSONIAN INSTITUTION
NMHN Room 51, Stop 154
Washington, DC
20013-7012

MISSOURI BOTANICAL GARDEN LIBRARY
P.O. Box 299
Saint Louis, Missouri 63166-0299
USA

CSIRO/ BLACK MOUNTAIN LIBRARY
GPO Box 109
Canberra ACT 2601
AUSTRALIA

BIBLIOTECA DEL INSTITUTO DE BIOLOGIA, UNAM
3er. Circuito Exterior Jardín Botánico Cidade Universitaria
Mexico, DF 04510
A.P. 70-233
MEXICO

FREIE UNIVERSITÄT BERLIN
ZE Botanischer Garten und Botanisches Museum
Bibliothek/Library
Königin-Luise-Str. 6-8
D-14191 Berlin
GERMANY

SOUTH AFRICAN NATION AL BIODIVERSITY INSTITUTE (SANBI)
Mary Gunn Library
Private Bag X101
0001 Pretoria
SOUTH AFRICA

Pontos de Vista

O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade?
Adriano Sanches Melo *21*

O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade?

***Adriano Sanches Melo*[1,2]**

[1]Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências,
Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS
Av. Bento Gonçalves, 9500, CP 15007, CEP 91501-970, Porto Alegre, RS, Brasil
[2]Autor para correspondência: Adriano Sanches Melo,
e-mail: adrimelo@ufrgs.br, http://www.ecologia.ufrgs.br/~adrimelo

MELO, A.S. **What do we win 'confounding' species richness and evenness in a diversity index?** Biota Neotrop., 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?point-of-view+bn00108032008.

Abstract: In Community Ecology and in many applications of Conservation Biology, diversity means variety of species, which may or not include information on the relative importance of each species. Diversity is one of the most important attributes in the study of communities and, as a result, many methods are available to its measurement. Among them, non-parametric diversity (or heterogeneity) indices such as Shannon and Simpson formulae are widely employed in a range of studies. These indices are composed of (or confound) two components, species richness and evenness. Different indices can be obtained combining the two components with different weights. The lack of an objective criteria to guide appropriate weighting of each component results in an arbitrary decision to use an index and not another. Additionally, depending on the weight the indices give to each component, an index may indicate that community A is more diversified than community B while a second index may indicate the contrary. Also, diversity indices applied to samples differing in species richness and evenness may produce similar values. Such problems can be avoided using alternative methods. One of them is diversity profile, which includes not one index but many diversity indices differing in the weight given to each component. Additional alternatives include the use of species richness only, Whittaker's diagram (or of dominance) and scatter diagrams with axes defined by species richness and an evenness index. Except by species richness, the cited alternative methods show graphically much more information than that contained in a single value produced by a diversity index. In studies requiring a response variable to be modeled in relation to predictor variables (Linear Models such as Regression and Analysis of Variance), I suggest the separate use of species richness and evenness as each one may reflect different aspect of communities.
Keywords: *diversity profiles, Hill's series, Rényi's series, Whittaker's plot, Shannon index, Simpson index.*

MELO, A.S. **O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade?** Biota Neotrop., 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?point-of-view+bn00108032008.

Resumo: No contexto de Ecologia de Comunidades e em várias aplicações da Biologia da Conservação, diversidade indica variedade de espécies, podendo ou não incluir informações sobre a importância relativa de cada espécie. Diversidade é um dos atributos mais fundamentais no estudo de comunidades e para tal uma ampla gama de métodos para sua mensuração estão disponíveis. Entre eles destacam-se, pelo amplo uso, índices de diversidade não-paramétricos (ou de heterogeneidade) tais como os Índices de Shannon e Simpson. Estes índices consistem de (ou confundem) dois componentes, riqueza de espécies e equabilidade. Diferentes índices de diversidade podem ser obtidos combinando-se com diferentes pesos estes dois componentes. Dada a ausência de um critério objetivo na escolha destes pesos, o uso de um índice em detrimento de outro é muitas vezes arbitrário. Adicionalmente, visto o peso dado por cada índice de diversidade para cada um dos dois componentes, um dado índice pode indicar que a amostra A é mais diversa que a B, enquanto um outro índice pode indicar o contrário. Ainda, índices de diversidade aplicados sobre amostras diferindo em riqueza de espécies e equabilidade podem produzir o mesmo valor. Tais problemas podem ser contornados utilizando-se métodos alternativos. Um destes consiste no cálculo de perfis de diversidade, em que se calcula não apenas um mas vários índices de diversidade diferindo no peso dado a cada um dos componentes. Outras alternativas incluem o uso de riqueza de espécies apenas, diagrama de Whittaker (ou de dominância) e diagramas de dispersão com eixos definidos por riqueza de espécies e um índice de equabilidade. Com exceção de riqueza de espécies, as demais alternativas citadas mostram de forma gráfica muito mais informações do que aquela embutida num único valor obtido pela aplicação de um índice de diversidade. No caso de estudos em que se necessita de um valor resposta, a ser modelado segundo um ou mais preditores (Modelos Lineares tais como Regressão e Análise de Variância), uma sugestão é o uso separado de riqueza de espécies e de equabilidade.
Palavras-chave: *perfis de diversidade, série de Hill, série de Rényi, diagrama de Whittaker, índice de Shannon, índice de Simpson.*

Introdução

Diversidade e biodiversidade são palavras que são usadas para expressar tantos significados que se tornaram genéricas e superficiais (Hurlbert 1971, Peet 1974, Martins & Santos 1999, Ricotta 2005). Já não conseguimos interpretar a palavra isoladamente. Precisamos fornecer informações adicionais para que o interlocutor saiba o que de fato estamos querendo expressar. Neste artigo, usarei a palavra 'diversidade' no sentido mais restrito de 'diversidade de espécies', expressão que ainda é ampla e pode ser interpretada de diversas formas. Sendo pragmático, no contexto de índices de diversidade, o assunto principal deste artigo, 'diversidade de espécies' poderá englobar riqueza de espécies ou riqueza de espécies e equabilidade.

Como veremos a seguir, não é fácil e muitas vezes é até impossível saber o número de espécies numa determinada área. Na maioria das vezes o que temos é uma estimativa da diversidade na área. Tal estimativa é o ponto de partida na análise de padrões que, potencialmente, podem sugerir hipóteses testáveis (e refutáveis) sobre os mecanismos que geram determinado padrão. Tais padrões englobam tanto aqueles em escala continental (e.g., maior diversidade em menores latitudes; Hawkins et al. 2003) como aqueles em escalas mais locais (e.g., maior diversidade em locais com frequência ou intensidade média de perturbações; Sousa 1984, Begon et al. 2007). Na área de Biologia da Conservação, riqueza de espécies é um dos atributos que se tenta otimizar durante o planejamento de redes de unidades de conservação.

Saber a diversidade de espécies numa área é fundamental para a compreensão da natureza e, por extensão, para otimizar o gerenciamento da área em relação a atividades de exploração de baixo impacto, conservação de recursos naturais ou recuperação de ecossistemas degradados. O reconhecimento da importância de se conhecer a diversidade tem estimulado a criação nos últimos anos de diversos tipos de inventários. Em áreas de difícil acesso e/ou em iminente perigo de destruição, governos e organizações não-governamentais (ONGs) têm empregado inventários rápidos na avaliação de diversidade. De forma mais detalhada, instituições de pesquisa têm implementado e acompanhado por vários anos (ou mesmo décadas) inventários de plantas (principalmente árvores) em grandes parcelas permanentes. Por exemplo, Condit et al. (1996) avaliou diversas questões envolvendo diversidade usando dados de árvores tropicais obtidos em três parcelas de 50 ha no Panamá, Índia e Malásia. No Brasil, o Programa Biota-Fapesp implantou e mantém quatro parcelas de 10,24 ha em diferentes formações florestais em São Paulo (http://www.biota.org.br/projeto/index?show+212). Além de inventários rápidos ou em grandes parcelas, a popularização de computadores pessoais e o acesso à internet favoreceram a criação de diversos bancos de dados sobre ocorrência de espécies. Tais bancos são geralmente construídos a partir dos dados de coleta de material depositado em museus e herbários. No Brasil, o Programa Biota-Fapesp mantém o SinBiota (http://sinbiota.cria.org.br/), que inclui informações de material depositado em museus e herbários paulistas além de dados obtidos nos mais diversos projetos de pesquisa incluídos dentro do Programa.

Como Medir a Diversidade

A forma mais direta e comum de se medir diversidade é usar a riqueza de espécies, que consiste simplesmente no número de espécies que temos numa determinada comunidade ou área de interesse (Peet 1974, Wilsey et al. 2005). Apesar de popular e de fácil interpretação, na maioria dos estudos é muito difícil ou mesmo impossível contar todas as espécies numa determinada comunidade ou área. Para se ter certeza da riqueza de espécies numa área, deveríamos identificar todos os indivíduos o que se torna impossível em comunidades preservadas com grande quantidade de microorganismos e invertebrados. Um outro problema é que comunidades não são unidades fechadas, mas abertas ao fluxo de entrada e saída de migrantes. Isto faz com que, mesmo após anos de estudos intensivos, inventários revelem a existência de espécies não encontradas anteriormente (Novotný & Basset 2000, Longino et al. 2002, Melo 2004). Ainda, das espécies já coletadas, uma boa parte (10-30%) foi observada apenas uma ou duas vezes (Fisher et al. 1943, Melo 2004). Tais padrões são manifestados na relação espécies vs. área já observada pelos primeiros ecólogos: quanto maior a área (ou mais se coleta) maior o número de espécies (Arrhenius 1921, Gleason 1922). Tal relação de dependência impede a comparação de riqueza entre comunidades estudadas com diferentes esforços amostrais. Pode-se padronizar o esforço das coletas em termos de área ou, mais propriamente, em termos de número de indivíduos (veja Gotelli & Colwell 2001). No caso de se já ter amostras de tamanhos diferentes, pode-se usar rarefação (um tipo de interpolação; Hurlbert 1971, Simberloff 1979, Gotelli & Colwell 2001) ou extrapolação (Keating et al. 1998, Melo et al. 2003) para padronizar a riqueza de espécies esperada num mesmo tamanho amostral. Ainda usando extrapolação, uma forma de comparar riqueza entre comunidades seria estimar quantas espécies existem não apenas num tamanho amostral pré-definido, mas em toda a comunidade. Diversos estimadores de riqueza na comunidade estão disponíveis, tendo sido popularizados na literatura ecológica pela revisão de Colwell & Coddington (1994) e pela facilidade em sua obtenção (Colwell 2006). Seguindo a publicação de Colwell & Coddington, diversas avaliações dos métodos foram feitas (Walther & Morand 1998, Toti et al. 2000, Melo & Froehlich 2001) e, apesar da grande dependência destes estimadores em relação a riqueza observada (e portanto ao esforço amostral) (Melo 2004), tais métodos são empregados com grande frequência atualmente.

Como alternativa à interpolação (rarefação) ou extrapolação, a riqueza de espécies pode ser padronizada por meio de um índice de riqueza (Magurran 2004). Tais índices basicamente dividem a riqueza de espécies observada numa amostra (S; ou alguma correção disto como S-1) por algum termo envolvendo o número de indivíduos na amostra (N). No caso do Índice de Margalef, o denominador é constituído pelo logaritmo natural de N. No Índice de Menhinick, o denominador é a raiz quadrada de N (Peet 1974). Uma vantagem destes índices é que, para uma mesma comunidade, eles tendem a assumir um valor constante em relação a aumentos no esforço amostral. Apesar disto, não são frequentemente utilizados na literatura.

A terceira forma pela qual podemos medir diversidade é o uso de índices de diversidade. Alguns trabalhos sinonimizam 'índices de diversidade' com 'diversidade', o que seria uma forma muito restrita de medir e expressar o conceito de diversidade (Ricotta 2005). Como veremos a seguir, índices de diversidade combinam dois atributos de uma comunidade: riqueza de espécies e equabilidade (também denominada equitabilidade, veja Martins & Santos 1999) (Hurlbert 1971, Peet 1974). A maioria dos índices de diversidade são ditos não-paramétricos pois independem de parâmetros de uma distribuição (veja abaixo). Geralmente consistem de expressão matemática simples envolvendo a abundância relativa de cada espécie na amostra. Talvez os dois índices mais comuns sejam o de Shannon e o de Simpson (Wolda 1983, Mendes et al. 2008). Nas próximas seções deste texto, focarei apenas em índices de diversidade não-paramétricos.

Um outro grupo de índices, também não abordado no restante deste artigo, são índices de biodiversidade em que, além da riqueza de espécies e equabilidade, incorpora-se as distâncias ou diferenças (morfológica, funcional, filogenética) entre as espécies (Solow & Polasky 1994, Ganeshaiah et al. 1997). Tais índices podem ser particularmente úteis em estudos de Conservação, onde procura-se maximizar não apenas riqueza de espécies, mas também o número de clados ou grupos taxonômicos (Ricotta 2005).

Além dos índices de diversidade não-paramétricos, que discutiremos no restante do texto, existem índices derivados de distribuições de abundância relativa (Martins & Santos 1999, Cielo Filho et al. 2002, Magurran 2004). Um dos mais comuns é o índice alfa da Série Logarítmica proposta por Fisher et al. (1943) (Taylor et al. 1976, Kempton 1979, Magurran 2004). Segundo alguns autores, estes índices deveriam ser usados apenas em situações onde os dados são bem ajustados pela distribuição de abundâncias relativas da qual se obtém o índice, embora isto não seja um consenso (Taylor et al. 1976, Kempton 1979, Magurran 2004). Uma das possíveis vantagens de índices de diversidade paramétricos é que algumas distribuições são embasadas por teorias de como as espécies partilham os recursos disponíveis. O ajuste dos dados a uma certa distribuição possibilitaria, portanto, interpretações ecológicas (Ugland & Gray 1982, Tokeshi 1993). Apesar da aparente vantagem de tais índices paramétricos, muitos conjuntos de dados são bem ajustados por mais de um tipo de distribuição de abundância relativa (Cielo Filho et al. 2002). Adicionalmente, vários processos ecológicos poderiam teoricamente gerar distribuições de abundâncias relativas semelhantes. Tais problemas desestimularam o uso de distribuições de abundância relativa e seus índices de diversidade nos últimos anos. Recentemente, a idéia de se usar distribuições de abundância relativa foi retomada pela Teoria Neutra proposta por Hubbell (2001), que entre outras predições, prevê uma forma específica de distribuição de abundâncias relativas (distribuição multinomial de soma zero).

A escolha de uma métrica para quantificar a diversidade também pode ser determinada pelos objetivos e escalas espaciais do estudo. Em estudos de Macroecologia, envolvendo escalas continentais, apenas dados de presença/ausência estão disponíveis, impossibilitando o uso de índices de riqueza, índices de diversidade paramétricos ou não paramétricos ou ainda riquezas interpoladas ou extrapoladas. Nestes casos, a única métrica passível de uso é a riqueza de espécies (e.g. Hawkins et al. 2003). Note também que além da ausência de dados de abundância relativa ou frequência, nestes estudos geralmente o interesse é focado em revelar padrões e processos, ecológicos e evolutivos, geradores de riqueza de espécies numa região (Rangel et al. 2007). Geralmente, não existe interesse em saber a importância relativa de cada espécie em cada região. O mesmo é válido para estudos de Conservação que tenham como objetivo produzir métodos que maximizem o número de espécies a serem protegidas (Ricotta 2005).

Índices de Diversidade

1. Componentes

Como citado anteriormente, índices de diversidade combinam dois atributos de uma comunidade biológica: o número de espécies e sua equabilidade. Este segundo componente refere-se ao quão similar as espécies estão representadas na comunidade. Caso todas espécies tenham a mesma representatividade (ou importância; Peet 1974), a equabilidade será máxima. A forma mais simples de entendermos os dois componentes de um índice de diversidade é imaginar as seguintes situações. Imagine entrar numa floresta com 2-3 espécies de árvores e em seguida entrar numa segunda com 20-30 espécies. Na primeira, rapidamente podemos encontrar e memorizar as espécies da comunidade e portanto nosso entorno seria um tanto monótono. Na segunda floresta levaremos muito mais tempo para isto. Para entendermos o componente de equabilidade, imagine duas florestas ambas com 100 árvores distribuídas em 10 espécies. Na primeira, suponha que cada espécie esteja representada por 10 indivíduos. Na segunda, uma das espécies teria 91 indivíduos e as espécies restantes teriam cada uma um indivíduo. Embora a riqueza de espécies seja a mesma (10), na segunda teremos uma 'sensação' de menor diversidade ou de maior monotonia; sempre veremos uma mesma espécie e apenas raramente veríamos outras.

2. Vantagens

Uma vantagem (embora discutível, veja abaixo) de um índice de diversidade seria concentrar numa mesma medida dois atributos da comunidade. Embora os dois componentes consistam de atributos distintos da comunidade, ambos mediriam a 'sensação' de diversidade.

Uma segunda vantagem, embora bastante ingênua, seria o uso de uma estatística complexa para expressar um padrão. Com o rigor de editores e assessores para se quantificar e expressar de maneira sintética os resultados de um estudo, muitos autores acham interessante usar um índice de diversidade para expressar seus resultados. Para um leitor leigo, o autor pode passar a idéia (muitas vezes errada) de sofisticação usando um índice de diversidade. Em ambas situações, o uso da riqueza de espécies apenas ou sua apresentação conjunta com uma medida de equabilidade poderia parecer muito 'simples' e 'trivial'.

Por fim, uma terceira vantagem de índices de diversidade é o fato de serem relativamente independentes do esforço amostral. Havíamos visto que a riqueza de espécies é bastante dependente do esforço amostral. Quanto mais coletamos, mais espécies encontramos. Assim como os índices de riqueza, os índices diversidade são pouco dependentes do esforço amostral (mas veja Smith & Grassle 1977), ao menos aqueles que dão pouco peso para riqueza de espécies. Ou seja, com amostras relativamente pequenas podemos obter um valor de diversidade que mudará pouco conforme aumentamos o esforço amostral (Lloyd et al. 1968, Pielou 1975, Magurran 2004). Como conseqüência, podemos coletar pouco em cada comunidade a ser comparada e podemos comparar diretamente comunidades estudadas com diferentes esforços amostrais.

3. Desvantagens

O emprego de índices de diversidade muitas vezes é restrito a situações comparativas. Podemos usar o Índice de Shannon para dizer que a comunidade A é mais diversa do que a comunidade B. Entretanto, o valor do índice em si é algo abstrato e difícil de se interpretar (mas veja Peet 1974, p. 292, Jost 2007). Dizer que o valor de 2,3 é alto ou baixo é irrelevante se não tivermos uma base comparativa. Em outras palavras, não podemos abstrair nada do fato de uma comunidade estudada revelar o valor de 2,3 para um determinado índice de diversidade empregado. O Índice de Shannon, derivado da Teoria da Informação, possui unidades que variam conforme a base logarítmica usada - bits, nats ou decits para bases 2, neperiana e 10, respectivamente. No contexto biológico, é difícil interpretar o que é um bit, nat ou decit (Hurlbert 1971). Uma possível exceção à impossibilidade de se interpretar o valor absoluto de um índice é o Índice de Simpson (1-D, onde $D = \Sigma p_i^2$ e p_i = proporção de indivíduos da comunidade que pertencem à espécie i), que indica a probabilidade de dois indivíduos retirados ao acaso da comunidade pertencerem a espécies diferentes. Um exemplo de aplicação do Índice de Simpson para o problema de insetos fitófagos encontrarem suas plantas hospedeiras é dado por Hurlbert (1971). Recentemente, He & Hu (2005) desenvolveram uma relação entre o Índice de Simpson e o Parâmetro Fundamental da Teoria Neutra de Biodiversidade de Hubbell (2001). A fórmula do Índice de Simpson acima refere-se a amostras de tamanho infinito. Veja Peet (1974) e Magurran (2004) para a fórmula para amostras finitas. Hulbert (1971) nomeia 1-D para amostras finitas de PIE (*probability of interspecific encounter*).

Um segundo problema no uso de índices de diversidade é que o valor obtido para uma comunidade não permite saber exatamente

a natureza da comunidade. Infinitas combinações de riqueza de espécies e equabilidade poderiam gerar exatamente o mesmo valor. Como consequência, podemos obter o mesmo valor de índice de diversidade para duas comunidades distintamente diferentes em riqueza de espécies e equabilidade (Mendes et al. 2008). Na mesma linha, um determinado índice de diversidade pode indicar que a comunidade A é mais diversa que B, enquanto outro índice indica o oposto. Isto acontece pois o primeiro pode ter dado maior importância para riqueza de espécies enquanto o segundo índice de diversidade pode ter dado maior importância para equabilidade (Hulbert 1971, Tóthmérész 1995, Peet 1974, p. 297). Podemos perceber isto melhor com um exemplo simples. Suponha que temos amostras de duas comunidades:

A = (33, 29, 28, 5, 5)

B = (42, 30, 10, 8, 5, 5)

O índice de Shannon (base neperiana) indica que a comunidade B é mais diversa (1,46) que A (1,38). Por outro lado, o índice de Simpson indica que a comunidade A é mais diversa (0,72) que a B (0,71). Isto acontece pois o índice de Shannon dá maior peso a riqueza de espécies do que o índice de Simpson.

Na literatura existem dezenas de índices de diversidade (Magurran 2004). Qual deles usar? Diversos trabalhos feitos nas últimas três décadas tentaram responder esta questão avaliando vários índices em variados conjuntos de dados (Wolda 1983, Washington 1984, Danilov & Ekelund 1999, Hubálek 2000). Independente dos resultados destas avaliações, podemos antecipar a dificuldade na avaliação da pergunta acima se observarmos que infinitos índices podem ser criados combinando-se com pesos diferentes seus dois componentes (ver abaixo). Podemos refazer a pergunta então da seguinte forma: Qual o melhor peso relativo da riqueza de espécies (ou equabilidade) na formação do índice? Alguns autores acham melhor dar mais importância a um dos componentes em detrimento do outro. Com qual(is) critério(s) podemos tomar tal decisão? Parece não haver uma resposta inequívoca a esta pergunta (veja também Hurlbert 1971), embora exista uma proposta recente baseada em perfis de diversidade (Mendes et al. 2008).

4. Generalizando índices de diversidade: perfis de diversidade

Embora aparentemente totalmente diferentes, os valores de riqueza de espécies, Índice de Shannon (H´) e Índice de Simpson diferem basicamente no peso em que se dá para espécies raras. No caso de riqueza de espécies, o peso é máximo: espécies raras possuem o mesmo peso de espécies comuns. No caso do Índice de Shannon, o peso é intermediário. No caso do Índice de Simpson, o peso de espécies raras é pequeno. Podemos generalizar esta idéia usando perfis de diversidade (*diversity profiles*) (Tóthmérész 1995). Uma das primeiras generalizações é a Série de Rényi, dada por:

$$H_\alpha = \left(\ln\left(p_1^\alpha + p_2^\alpha + p_3^\alpha ... + p_s^\alpha\right)\right) / (1-\alpha) \quad (1)$$

onde, H_α é o valor do índice de diversidade para o parâmetro α ($\alpha \geq 0$, $\alpha \neq 1$) e p_1, p_2, p_3,..., p_n são proporções de indivíduos das espécies 1, 2, 3... *S*. Uma generalização mais conhecida na literatura ecológica é a Série de Hill (Hill 1973), dada por:

$$N_a = \left(p_1^a + p_2^a + p_3^a ... + p_s^a\right)^{1/(1-a)} \quad (2)$$

onde N_a é o valor do índice de diversidade para o parâmetro a ($a \geq 0$, $a \neq 1$). Quando $a = 0$, N_0 = riqueza de espécies (*S*). Para confirmar basta substituir a por 0 na fórmula. De maneira semelhante, quando a tende a 1 (e.g. 0,999), $N_1 = exp(H')$. Quando $a = 2$, N_2 = inverso do Índice de Dominância de Simpson (1/D). Seguindo com esta idéia, podemos calcular índices de diversidade para a = 3, 4, 5 etc. Talvez ninguém tenha dado um nome para estes índices, mas eles funcionam de maneira muito semelhante aos Índices de Shannon e Simpson. Indo um pouco mais longe, podemos calcular nosso índice para valores fracionários de a = 1,2, 3,5, 4,1 etc. Como exemplo, podemos calcular o perfil de diversidade usando a Série de Hill para as duas amostras fictícias usadas anteriormente e uma terceira (exemplo citado por Tóthmérész 1995):

A = (33, 29, 28, 5, 5)

B = (42, 30, 10, 8, 5, 5)

C = (32, 21, 16, 12, 9, 6, 4)

Examinando rapidamente as três amostras, notamos que C é mais rica que B e A e que a amostra B é mais rica que A. O perfil de diversidade das três comunidades usando a Série de Hill é mostrado na Figura 1. Nota-se claramente que a comunidade C é a mais diversa, independente do índice de diversidade (parâmetro a) utilizado. Entretanto, a interpretação de quem é mais diversa, se A ou B, depende do índice utilizado. Visto a ausência de um critério que tornasse esta decisão objetiva, Tóthmérész (1995) sugere que as duas comunidades são não-comparáveis, ou não-separáveis segundo Liu et al. (2007).

As Séries de Hill e Rényi diferem apenas na parametrização e uma pode ser obtida da outra da seguinte forma:

$$H_\alpha = \mathrm{Ln}(N_a) \quad (3)$$

$$N_a = \exp(H_\alpha) \quad (4)$$

Nota-se que conforme aumenta-se o parâmetro a da Série de Hill, ou α na série de Rényi, maior ênfase é dada às espécies dominantes. Com $a = 0$, espécies com 1 indivíduo ou com 100 indivíduos possuem o mesmo peso. Ou seja, excluindo-se qualquer uma das espécies acarreta no decréscimo de 1 unidade no valor do índice. Com a = 10, espécies raras praticamente não influenciam no valor do índice. Sua exclusão não mudará muito o valor do índice. Uma particularidade das Séries de Rényi e de Hill é que no caso de todas as espécies terem

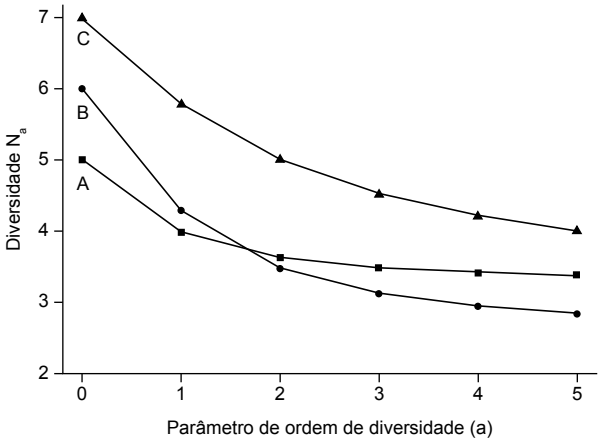


Figura 1. Perfis de diversidade para amostras de três comunidades fictícias usando a Série de Hill. Para o parâmetro $a = 0$, o valor de diversidade é igual ao número de espécies na amostra. Para a tendendo a 1, o valor de diversidade é equivalente ao Índice de Shannon (base neperiana) e pode ser obtido por $e^{(N1)}$, onde e = 2,718282. Para $a = 2$, o valor é igual ao obtido com o inverso do Índice de Simpson (1/D).

Figure 1. Diversity profiles for samples from three artificial communities using Hill's Series. When the parameter $a = 0$, the diversity value is equal to the number of species in the sample. For a tending to 1, the diversity value is equivalent to the Shannon Index (natural base) and can be obtained by $e^{(N1)}$, where e = 2,718282. For $a = 2$, the value is the same as obtained using the inverse of Simpson Index (1/D).

a mesma abundância (ou de forma genérica, importância), a curva resultante será invariável e assumirá o valor do número de espécies (Hill 1973). Em outras palavras, diferentes valores de *a* produzirão os mesmos resultados. Conforme as abundâncias entre as espécies vão sendo alteradas de modo a haver menor equabilidade, a curva tenderá a ficar mais inclinada (ou seja, com valores mais variados) (Hill 1973). Note também que assim como o valor mínimo de *a* (ou seja, igual a 0) resulta num índice que é igual a riqueza espécies (equabilidade não é levada em consideração), valores muito altos de *a* (ou seja, tendendo a infinito positivo) avaliam apenas equabilidade e desprezam riqueza de espécies. As Séries de Rényi e de Hill são duas entre várias existentes na literatura ecológica. Tóthmérész (1995) e Liu et al. (2007) listam 13 séries.

Alternativas ao Uso de Índices de Diversidade

1. Riqueza de espécies

Índices de diversidade geralmente são compostos por riqueza de espécies e equabilidade. O uso de apenas um dos dois componentes é uma alternativa, visto a facilidade de interpretação e alta correlação em muitos casos entre riqueza de espécies e equabilidade (mas veja Ma 2005, Wilsey et al. 2005). Como citado anteriormente, a riqueza de espécies é muito dependente do tamanho da amostra e portanto o usuário deve padronizar o esforço amostral das coletas a priori (no campo) ou a posteriori (rarefação, extrapolação). Apesar desta necessidade, riqueza de espécies talvez seja a métrica mais comum em estudos de diversidade (Wilsey et al. 2005).

2. Diagramas de Whittaker ou de dominância

São obtidos ordenando-se as espécies a partir das mais comuns para as mais raras no eixo das abscissas e colocando o valor de importância (e.g. abundância relativa) no eixo das ordenadas. Geralmente o eixo das ordenadas é apresentado em escala logarítmica. Um exemplo é mostrado na Figura 2. O comprimento de cada curva indica a riqueza de espécies. A equabilidade é interpretada pela inclinação das curvas. Curvas mais inclinadas possuem menor equabilidade. Veja Smith & Wilson (1996) para uma medida de equabilidade baseada nesta inclinação. Uma vantagem deste tipo de diagrama apontada por Magurran (2004) é o grande volume de informação apresentado ao leitor.

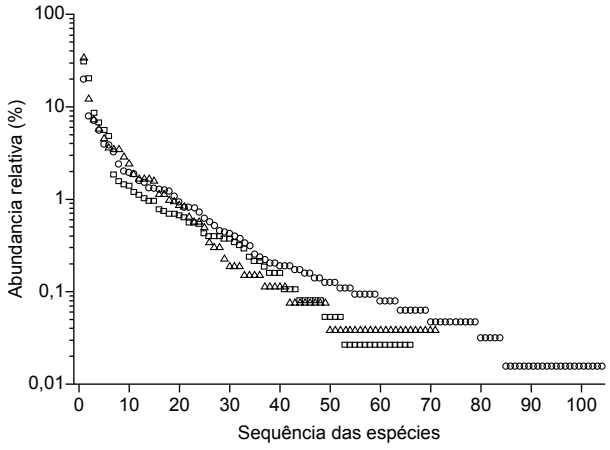


Figura 2. Diagrama de Whittaker (ou de dominância) para três comunidades. Note que a amostra de uma das comunidades (círculos) possui um número maior de espécies (cauda mais comprida) e maior equabilidade (curva menos inclinada).

Figure 2. Whittaker's plot (or dominance plot) for three communities. Notice that the sample of one of the communities (circles) has more species (curve with the longest tail) and more evenness (curve with the gentlest inclination) than the two other samples.

3. Diagramas de dispersão entre riqueza de espécies e equabilidade

Um dos problemas no uso de índices de diversidade é que duas amostras podem produzir o mesmo valor e ainda assim serem diferentes em riqueza e equabilidade. Uma solução seria representar num diagrama de dispersão os dois componentes de um índice de diversidade separadamente. No eixo das abscissas poderíamos colocar a riqueza observada (ou um índice de riqueza, ou riqueza rarefeita para um dado tamanho amostral). No eixo das ordenadas poderíamos colocar uma das muitas medidas de equabilidade disponíveis (veja fórmulas em Smith & Wilson 1996, Beisel et al. 2003, Mendes et al. 2008). Neste tipo de representação, poderíamos distinguir rapidamente, por exemplo, comunidades ricas e ou com alta equabilidade. Apesar de simples e objetivo, este tipo de diagrama não é muito utilizado.

4. Perfis de diversidade

Um dos maiores problemas no uso de índices de diversidade é a falta de critérios na escolha de um dado índice de diversidade. Ainda, a escolha de um determinado índice pode influenciar o padrão obtido. Outro índice poderia resultar em outro padrão. Uma solução a esta indeterminação é o uso de perfis de diversidade, como as séries de Rényi ou de Hill. Em sua revisão de índices de diversidade e assuntos correlatos, Peet (1974, p. 298) recomenda o uso de perfis de diversidade. Um exemplo de uso de perfis de diversidade é dado por Ricotta et al. (2004) que estudaram o efeito da adição experimental de fertilizantes sobre a flora campestre em solos pobres em nutrientes na Itália. Um segundo exemplo de uso pode ser encontrado no estudo de diversidade de aranhas em plantações de trigo na Hungria (Tóth & Kiss 1999). Mendes et al. (2008) sugerem uma forma de escolher o melhor índice de diversidade dentro de um perfil de diversidade e propõem um índice de equabilidade derivado de perfis de diversidade.

O programa PAST (Hammer et al. 2001) calcula a série de Rényi. Para usuários do ambiente de programação R, uma opção é a função 'renyi' do pacote 'vegan' (Oksanen et al. 2007). Visto a equação não ser muito complicada, uma forma simples de calcular a série é usar fórmulas num programa de planilha eletrônica (e.g. MS Excel).

Considerações Finais

Ricotta (2005) argumenta que diversidade pode ser definida como um conjunto de estatísticas multivariadas que resumem diferentes características da estrutura de comunidades. Neste sentido, não seria possível oferecer métricas universais, adequadas para todos tipos de estudos. De fato, não acredito que as quatro alternativas sugeridas na seção anterior sejam sempre adequadas. O pesquisador deve avaliar os diferentes métodos segundo os objetivos do trabalho e então decidir por uma.

Das quatro alternativas sugeridas, três são eminentemente gráficas. Tais diagramas serão úteis na maioria dos casos em que se quer comparar, de forma exploratória, amostras de algumas poucas comunidades. Entretanto, quando se pretende modelar diversidade como resposta a um ou vários preditores (e.g., Modelos Lineares tais como Regressão e Anova), os diagramas apresentados serão de pouca validade. Nestes casos, uma sugestão é modelar separadamente riqueza de espécies e um índice de equabilidade adequado (por exemplo que seja independente da riqueza de espécies; ver várias opções em Smith & Wilson 1996, Beisel et al. 2003, Mendes et al. 2008). Estas duas métricas medem aspectos distintos da comunidade (Wilsey et al.

2005) e portanto podem responder de modo distinto a tratamentos experimentais ou situações ambientais (e.g. Ma 2005).

Índices de diversidade são usados há décadas por ecólogos, que examinaram suas habilidades em distinguir comunidades (e.g. Danilov & Ekelund 2000) e suas propriedades matemáticas. Sobre este último aspecto, um grande volume de trabalhos existe sobre os índices derivados da Teoria da Informação, como o Índice de Shannon (Juhász-Nagy & Podani 1983). Uma particularidade interessante do Índice de Shannon no estudo de diversidade é a possibilidade de particioná-lo aditivamente (Orlóci et al. 2002), embora o mesmo possa ser feito para riqueza de espécies (Lande 1996, Crist et al. 2003).

Dada a longa história de uso, é provável que índices de diversidade não deixarão de ser usados tão cedo. Entretanto, assim como em qualquer outra etapa do trabalho científico, o autor deve estar atento a vantagens e desvantagens de um determinado método e então decidir sobre seu emprego ou não. Utilizar um determinado método pelo simples fato de ele ter sido muito utilizado no passado não é um argumento muito confiável. As críticas feitas por Hurlbert (1971) há mais de 35 anos ao uso de índices de diversidade, infelizmente, ainda são muito pertinentes nos dias atuais.

Agradecimentos

Agradeço Valério D. Pillar por discussões sobre o assunto e comentários ao texto. Um assessor anônimo fez sugestões sobre alguns dos tópicos abordados. Durante a redação deste artigo recebi auxílios pesquisa do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq, proc. no. 476304/2007-5) e do International Foundation for Science (IFS, proc. no. A/4107-1).

Referências Bibliográficas

ARRHENIUS, O. 1921. Species and area. J. Ecol. 9(1):95-99.

BEGON, M., TOWNSEND, C.R. & HARPER, J.L. 2007. Ecologia: de indivíduos a ecossistemas. 4 ed. Artmed, Porto Alegre.

BEISEL, J.N., USSEGLIO-POLATERA, P., BACHMANN, V. & MORETEAU, J.C. 2003. A comparative analysis of evenness index sensitivity. Internat. Rev. Hydrobiol. 88(1):3-15.

CIELO FILHO, R., MARTINS, F.R. & GNERI, M.A. 2002. Fitting abundance distribution models in tropical arboreal communities of SE Brazil. Community Ecol. 3(2):169-180.

COLWELL, R.K. 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8. User's Guide and application published at: http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates (ultimo acesso em 29/ago/2008).

COLWELL, R.K. & CODDINGTON, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. Philos. Trans. R. Soc. Lond. B 345:101-118.

CONDIT, R., HUBBELL, S.P., LAFRANKIE, J.V., SUKUMAR, R., MANOKARAN, N., FOSTER, R.B. & ASHTON, P.S. 1996. Species-area and species-individual relationships for tropical trees: a comparison of three 50-ha plots. J. Ecol. 84(2):549-562.

CRIST, T.O., VEECH, J.A., GERING, J.C. & SUMMERVILLE, K.S. 2003. Partitioning species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of α, β and γ diversity. Am. Nat. 162(6):734-743.

DANILOV, R. & EKELUND, N.G.A. 2000. The efficiency of seven diversity and one similarity indices based on phytoplankton data for assessing the level of eutrophication in lakes in central Sweden. Sci. Total Environ. 234(1-3):15-23.

FISHER, R.A., CORBET, A.S. & WILLIAMS, C.B. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. J. Anim. Ecol. 12(1):42-58.

GANESHAIAH, K.N., CHANDRASHEKARA, K. & KUMAR, A.R.V. 1997. Avalanche index: a new measure of biodiversity based on biological heterogeneity of the communities. Current Sci. 73(2):128-133.

GLEASON, H.A. 1922. On the relation between species and area. Ecology 3(2):158-162.

GOTELLI, N.J & COLWELL, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecol. Lett. 4(4):379-391.

HAMMER, O., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontologia Electronica 4(1): 9p. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm (último acesso em 07/mar/2008).

HAWKINS, B.A, PORTER, E.E. & DINIZ-FILHO, J.A.F. 2003. Productivity and history as predictors of the latitudinal diversity gradient of terrestrial birds. Ecology 84(6):1608-1623.

HE, F. & HU, X. 2005. Hubbell´s fundamental biodiversity parameter and the Simpson diversity index. Ecol. Lett. 8(4):386-390.

HILL, M.O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. Ecology 54(2):427-432.

HUBÁLEK, Z. 2000. Measures of species diversity in ecology: an evaluation. Folia Zool. 49(4):241-260.

HUBBELL, S.P. 2001. The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography. Princeton Univ. Press, Princeton.

HURLBERT, S.H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. Ecology 52(4):577-586.

JOST, L. 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. Ecology 88(10):2427-2439.

JUHÁSZ-NAGY, P. & PODANI, J.1983. Information theory methods for the study of spatial processes and succession. Vegetatio 51(3):129-140.

KEATING, K.A., QUINN, J.F., IVIE, M.A. & IVIE, L. 1998. Estimating the effectiveness of further sampling in species inventories. Ecol. Appl. 8(4):1239-1249.

KEMPTON, R.A. 1979. The structure of species abundance and measurement of diversity. Biometrics 35:307-321.

LANDE, R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. Oikos 76(1):5-13.

LIU, C., WHITTAKER, R.J., MA, K. & MALCOLM, J.R. 2007. Unifying and distinguishing diversity ordering methods for comparing communities. Pop. Ecol. 49(2):89-100.

LLOYD, M., INGER, R.F. & KING, F.W. 1968. On the diversity of reptile and amphibian species in a bornean rain forest. Am. Nat. 102(928):497-515.

LONGINO, J.T., CODDINGTON, J.A. & COLWELL, R.K. 2001. The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness three different ways. Ecology 83(3):689-702.

MA, M. 2005. Species richness vs evenness: independent relationship and different responses to edaphic factors. Oikos 111(1):192-198.

MAGURRAN, A.E. 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell Science Ltd, Oxford.

MARTINS, F.R. & SANTOS, F.A.M. 1999. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. Rev. Holos 1 (edição especial):236-267.

MELO, A.S. & FROEHLICH, C.G. 2001. Evaluation of methods for estimating macroinvertebrates species richness using individual stones in tropical streams. Freshwater Biol. 46(6):711-721.

MELO, A.S. 2004. A critic of the use of jackknife and related non-parametric techniques to estimate species richness in assemblages. Community Ecol. 5(2):149-157.

MELO, A.S., PEREIRA, R.A.S., SANTOS, A.J., SHEPHERD, G.J., MACHADO, G., MEDEIROS, H.F. & SAWAYA, R.J. 2003. Comparing species richness among assemblages using sample units: why not use extrapolation methods to standardize different sample sizes? Oikos 101(2):398-410.

MENDES, R.S., EVANGELISTA, L.R., THOMAZ, S.M., AGOSTINHO, A.A. & GOMES, L.C. 2008. A unified index to measure ecological diversity and species rarity. Ecography 31(4):450-456.

NOVOTNÝ, N. & BASSET, Y. 2000. Rare species in communities of tropical insect herbivores: pondering the mystery of singletons. Oikos 89(3):564-572.

ORLÓCI, L., ANAND, M. & PILLAR, V.D. 2002. Biodiversity analysis: issues, concepts, techniques. Community Ecol. 3(2):217-236.

OKSANEN, J., KINDT, R., LEGENDRE, P., O'HARA, B., HENRY, M. & STEVENS, H. 2007. Vegan: Community Ecology Package. R package, version 1.8-8: http://cran.r-project.org/, http://r-forge.r-project.org/projects/vegan/ (último acesso em 07/mar/2008).

PEET, R.K. 1974. The measurement of species diversity. Ann. Rev. Ecol. Syst. 5:285-307.

PIELOU, E.C. 1975. Ecological Diversity. Wiley Interscience, New York.

RANGEL, T.F.L.V.B., DINIZ-FILHO, J.A.F. & COLWELL, R.K. 2007. Species richness and evolutionary niche dynamics: a spatial pattern-oriented simulation experiment. Am. Nat. 170(4):602-616.

RICOTTA, C. 2005. Through the jungle of biological diversity. Acta Biotheor. 53(1):29-38.

RICOTTA, C., CHIARUCCI, A. & AVENA, G. 2004. Quantifying the effects of nutrient addition on community diversity of serpentine vegetation using parametric entropy of type a. Acta Oecologica 25(1-2):61-65.

SIMBERLOFF, D. 1979. Rarefaction as a distribution-free method of expressing and estimating diversity. In Ecological diversity in theory and practice (edited by J.F. Grassle). International Co-operative Publishing House, Fairland. p.159-176.

SMITH, B. & WILSON, J.B. 1996. A consumer's guide to evenness indices. Oikos 76(1):70-82.

SMITH, W. & GRASSLE, J.F. 1977. Sampling properties of a family of diversity measures. Biometrics 33:283-292.

SOLOW, A. & POLASKY, S. 1994. Measuring biological diversity. Environ. Ecol. Stat. 1(2):95-107.

SOUSA, W.P. 1984. The role of disturbance in natural communities. Ann. Rev. Ecol. Syst. 15:353-391.

TAYLOR, L.R., KEMPTON, R.A. & WOIWOD, I.P. 1976. Diversity statistics and the Log-Series model. J. Anim. Ecol. 45(1):255-272.

TOKESHI, M. 1993. Species abundance patterns and community structure. Adv. Ecol. Res. 24:111-186.

TOTI, D.S., COYLE, F.A. & MILLER, J.A. 2000. A structured inventory of Appalachian grass bald and heath bald spider assemblages and a test species richness estimator performance. J. Arachnol. 28(3):329-345.

TÓTH, F. & KISS, J. 1999. Comparative analyses of epigeic spider assemblages in northern hungarian winter wheat fields and their adjacent margins. J. Arachnol. 27(1):241-248

TÓTHMÉRÉSZ, B. 1995. Comparison of different methods for diversity ordering. J. Veg. Sci. 6(2):283-290.

UGLAND, K.L. & GRAY, J.S. 1982. Lognormal distributions and the concept of community equilibrium. Oikos 39(2):171-178.

WALTHER, B.A. & MORAND, S. 1998. Comparative performance of species richness estimation methods. Parasitology 116(4):395-405.

WASHINGTON, H.G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices: A review with special relevance to aquatic ecosystems. Water Res. 18(6):653-694.

WILSEY, B.J., CHALCRAFT, D.R., BOWLES, C.M. & WILLIG, M.R. 2005. Relationships among indices suggest that richness is an incomplete surrogate for grassland biodiversity. Ecology 86(5):1178-1184.

WOLDA, H. 1983. Diversity, diversity indices and tropical cockroaches. Oecologia 58(3):290-298.

Recebido em 07/03/08
Versão Reformulada recebida em 25/08/08
Publicado em 02/09/08

Artigos

- Cirripedia Balanomorpha del estuario del Río Paripe (Isla de Itamaracá, Pernambuco, Brasil)
  Cristiane Maria Rocha Farrapeira *31*

- Aves da Ilha Comprida (Estado de São Paulo, Brasil): uma análise multivariada
  Edison Barbieri & Eduardo Tavares Paes *41*

- Diversidade de anuros na Floresta Nacional de Chapecó, Floresta Atlântica do sul do Brasil
  Elaine Maria Lucas & Vanessa Barbisan Fortes *51*

- Taxocenose de serpentes da Ilha de São Sebastião, sudeste do Brasil: comparação com o continente
  Fernanda da Cruz Centeno, Ricardo Jannini Sawaya & Otavio Augusto Vuolo Marques *63*

- Branqueamento de corais nos recifes da Bahia e sua relação com eventos de anomalias térmicas nas águas superficiais do oceano
  Zelinda Margarida Andrade Nery Leão, Ruy Kenji Papa de Kikuchi & Marília de Dirceu Machado de Oliveira *69*

- Registro da família Eiconaxiidae Sakai & Ohta, 2005 (Crustacea: Decapoda: Thalassinidea) no Brasil, com redescrição de ***Eiconaxius carinatus*** (Bouvier 1925)
  Marilena Ramos-Porto, Petrônio Alves Coelho, Kátia Cristina de Araújo Silva, Girlene Fábia Segundo Viana & Israel Hidenburgo Aniceto Cintra *83*

- Germinação de espécies arbóreas de floresta estacional decidual do vale do rio Paranã em Goiás após três tipos de armazenamento por até 15 meses
  Victor Vinícius Ferreira de Lima, Daniel Luís Mascia Vieira, Anderson Cássio Sevilha & Antonieta Nassif Salomão *89*

- Novo registro de *Thalia cicar* van Soest 1973 (Urochordata: Thalia cea) no Atlântico Equatorial
  Xiomara Franchesca García Díaz, Lucia Maria de Oliveira Gusmão & Sigrid Neumann-Leitão *99*

- História natural de *Leptodactylus mystacinus* e *Leptodactylus fuscus* (Anura: Leptodactylidae) no Cerrado do Brasil Central
  Crizanto Brito De-Carvalho, Evellyn Borges de Freitas, Renato Gomes Faria, Renato de Carvalho Batista, Cássio de Carvalho Batista, Welington Araújo Coelho & Adriana Bocchiglieri *105*

- Riqueza, abundância e biomassa em duas comunidades de serpentes na Floresta Atlantica em sítios com diferenças na produtividade
  Carlos Frederico Duarte Rocha, Helena Godoy Bergallo, Carla Fabiane Vera y Conde, Emerson Brum Bittencourt & Hilda de Carvalho Santos *117*

- Bioacústica e sítio de vocalização em taxocenoses de anuros de área aberta no noroeste paulista
  Rodrigo Augusto Silva, Itamar Alves Martins & Denise de Cerqueira Rossa-Feres *123*

- Estrutura da comunidade dos Tintinnina na região do Atol das Rocas (Rio Grande do Norte) e Arquipélago de Fernando de Noronha (Pernambuco)
  Eliane Maria de Souza Nogueira, Roberto Sassi & Tarcísio Alves Cordeiro *135*

- Dieta e comportamento alimentar de *Malacoctenus delalandii* (Perciformes: Labrisomidae)
  Pedro Henrique Cipresso Pereira & Giuliano Buzá Jacobucci *141*

- A biodiversidade do fitoplâncton do litoral do estado de São Paulo, Brasil
  Maria Célia Villac, Valéria Aparecida de Paula Cabral-Noronha & Thatiana de Oliveira Pinto *151*

- Uma nova espécie de *Notalina* Mosely, 1936 (Trichoptera: Leptoceridae) proveniente do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás, Brasil
  Adolfo Ricardo Calor *175*

Echinodermata da Baía de Todos os Santos e da Baía de Aratu (Bahia, Brasil)
Cynthia Lara de Castro Manso, Orane Falcão de Souza Alves & Luciana Ribeiro Martins *179*

Variação espacial e temporal na diversidade e composição de espécies de peixes em riachos da bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná
Yzel Rondon Súarez *197*

Cirripedia Balanomorpha del estuario del Río Paripe (Isla de Itamaracá, Pernambuco, Brasil)

***Cristiane Maria Rocha Farrapeira*[1,2]**

[1]*Laboratório de Cirripedia, Departamento de Biologia,*
Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE,
Rua D. Manoel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos, CEP 52171-900, Recife, PE, Brasil
[2]*Autor para correspondencia: Cristiane Maria Rocha Farrapeira, e-mail: c.farrapeira@db.ufrpe.br*

FARRAPEIRA, C.M.R. 2008. **Cirripedia Balanomorpha of Paripe River estuary (Itamaracá Island, Pernambuco, Brazil).** Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?article+bn00208032008.

Abstract: Barnacles are animals characteristic and abundant of intertidal region on marine and estuarine environments worldwide, but they are little known in the areas of tropical mangroves. This study was done with the aim to know the barnacles' species of the estuary of the Paripe River (Pernambuco, Brazil), indicating some characteristics of its distribution throughout the estuary. In dry season of 2006, the animals were collected in three stations of the estuary, in all hard substrata available, observing their vertical distribution. In polihaline station (salinities varying from 28.7 to 36.1), it was found eight species: *Amphibalanus amphitrite, A. improvisus, A. reticulatus, A. venustus, Chthamalus proteus, C. bisinuatus, Microeuraphia rhizophorae* and *Striatobalanus amaryllis*. The species classified as euryhaline, found until the mesohaline region of the estuary (salinities varying from 10.8 to 19.6) were: *Amphibalanus amphitrite, A. improvisus, A. reticulatus, Chthamalus proteus* and *Microeuraphia rhizophorae*, whereas in the oligohaline region (salinities varying from 0.2 to 5.2), only *M. rhizophorae* was present, being classified as estuarine component. A horizontal zonation of species of barnacles was clearly observed from the mouth until the upstream, with gradual decrease of number of species and it was confirmed their pattern of vertical distribution in relation to the height of tides, according with its respective ecological valences. The introduced exotic species in Brazil, *Amphibalanus reticulatus* and *Striatobalanus amaryllis,* were well adapted on natural and artificial substrata of the estuary.
Keywords: *Barnacle, estuary, distribution, tropical mangroves.*

FARRAPEIRA, C.M.R. 2008. **Cirripedia Balanomorpha del estuario del Río Paripe (Isla de Itamaracá, Pernambuco, Brasil).** Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/es/abstract?article+bn00208032008.

Resumen: Los cirrípedos son animales característicos y abundantes en la región intermareal de los ambientes marinos y estuarinos de todo el mundo, pero son poco conocidos en las áreas de manglares tropicales. El presente estudio fue realizado con el objetivo de conocer las especies de cirrípedos en el estuario del Río Paripe (Pernambuco - Brasil), señalando algunas características de su distribución a lo largo del estuario. En la estación de estiaje de 2006, los animales fueron colectados en tres estaciones del estuario, en todos los substratos duros disponibles, observando su distribución vertical en los mismos. En la estación polihalina (salinidades variando de 28,7 hasta 36,1), se encontraron ocho especies: *Amphibalanus amphitrite, A. improvisus, A. reticulatus, A. venustus, Chthamalus proteus, C. bisinuatus, Microeuraphia rhizophorae* y *Striatobalanus amaryllis*. Las especies clasificadas como eurihalinas, encontradas hasta la región mesohalina del estuario (salinidades variando de 10,8 hasta 19,6) fueran: *Amphibalanus amphitrite, A. improvisus, A. reticulatus*, *Chthamalus proteus* y *Microeuraphia rhizophorae,* mientras que en la región oligohalina (salinidades variando de 0,2 hasta 5,2), solamente *M. rhizophorae* estuvo presente, sendo por tanto, clasificada como componente estuarino. Una zonación horizontal de especies de cirrípedos fue claramente observada a partir de la desembocadura hasta al montante del río, con disminución gradual del número de especies y fue confirmado su padrón de distribución vertical en relación a las alturas de mareas, observadas las respectivas valencias ecológicas. Las especies exóticas introducidas en Brasil, *Amphibalanus reticulatus* y *Striatobalanus amaryllis,* estaban bien adaptadas en los substratos naturales y artificiales del estuario.
Palabras clave: *Cirrípedos, estuario, distribución, manglares tropicales.*

Introducción

Los cirrípedos comprenden un grande número de crustáceos sesiles presentes en todos los océanos y climas del mundo (Newman & Ross 1976), sendo un grupo bien sucedido en términos de abundancia y diversidad (Marchinko et al. 2004). Existen diversas especies que toleran o requieren condiciones estuarinas; en este caso ellas son dominantes en el ambiente, en conjunto con las ostras y mejillones (Garduño 1980, Inclán 1989, Rivadeneyra 1989, Farrapeira 2006).

Hay una vasta literatura sobre éste grupo de animales, abordando diversos aspectos como taxonomía, ecología y fisiología, refiriéndose a los ambientes marinos y estuarinos, especialmente en regiones de clima templado del mundo. Entretanto, en las regiones tropicales y en áreas de manglares hay pocos estudios. En Brasil, los trabajos que estudiaron específicamente los cirrípedos, investigando su distribución horizontal y vertical en ambientes estuarinos, fueron realizados en los estados de Rio de Janeiro (Oliveira 1941, Lacombe & Monteiro 1974, Lacombe 1977, Lacombe & Rangel 1978, Silva-Brum & Absalão 1989, Silva-Brum & Martins 1997, Junqueira et al. 2000) y Pernambuco (Farrapeira, dados no publicados, Farrapeira 2006).

Las regiones estuarinas tropicales presentan áreas con considerables diversidades de organismos, donde las variaciones específicas, temporales y espaciales están relacionadas directamente con la influencia de los parámetros ambientales (Gunter, 1961). Barnes (1989) sugirió que hay un empobrecimiento de la diversidad de las especies, guardando relación con el gradiente salino del estuario, ya que las especies que habitan los estuarios son, en su inmensa mayoría, especies marinas, con escasa capacidad de competición ínter-específica pero muy tolerantes, lo que les permite aprovechar habitats marginales al marino, como es el caso de la zona de aguas salobres de los estuarios. Si se avanza siguiendo el cauce del río, partiendo del mar, las aguas salobras son sustituidas progresivamente por las aguas más dulces, ocurriendo gradualmente la sustitución de las comunidades de organismos o el desaparecimiento de ciertas especies, hecho denominado zonación horizontal (Achituv, 1984). Considerando que los cirrípedos son sesiles y viven relativamente durante longo tempo, ellos reflejen las condiciones prolongadas del lugar en donde ocurren y pueden ser utilizados como bioindicadores para distinguir las respuestas generales a una fuente ambiental biodisponible (Al-Thaqafi & White 1991). De esta forma, el presente estudio tuvo la finalidad de generar información sobre la composición de los cirrípedos del estuario del Río Paripe, Pernambuco, Brasil y su distribución horizontal y vertical a lo largo del estuario, de modo a constituir un material diagnóstico para futuros inventarios y facilitar la comparación con otros ambientes de manglares.

Materiales y Métodos

1. Descripción del área

El estuario del Río Paripe situase al sur de la Isla de Itamaracá, próximo a la Barra Sur del Canal de Santa Cruz, en Pernambuco, Brasil (Figura 1). El estuario es pequeño (1,6 km de longitud), de baja profundidad en las bajamares (máxima de 0,80 m, en el lecho del río) y posee un manglar extenso compuesto por las especies *Rhizophora mangle* Linnaeus*, Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman y *Laguncularia racemosa* (Linnaeus) (Farrapeira et al. 2000). La acción humana en esto ambiente aún es considerada mínima, una vez que la área es poco habitada y a lo largo del estuario no se encuentra ningún empresa industrial o inmobiliario (Monteiro & Coelho-Filho 2004), encontrándose, por esto motivo, libre de polución (Branco et al. 2003).

En este estuario, la temperatura superficial del agua presenta poca variación anual, alrededor de 4 °C durante el año, registrándose las temperaturas más bajas en la estación lluviosa (mayo hasta agosto) (25-26 °C) y las máximas (27-31 °C), en la estación de estiaje del año (entre septiembre y abril) (Branco et al. 2003). Su marea dinámica presenta una amplitud máxima en mareas de sicigia y de cuadratura alrededor de 2,5 y 1,8 m respectivamente, con dados relativos al Puerto de Recife (DHN 2006).

2. Metodología

Por medio de GPS fueron demarcadas tres estaciones de muestreo, tomando como base la fisiografía del manglar y condiciones ecológicas: la primera (7° 48' 39'' S y 34° 51' 23'' O), localizada en la desembocadura del río y ubicada en las márgenes del Canal de Santa Cruz, es bordeada por mangles principalmente de las especies *Rhizophora mangle* y *Avicennia schaueriana*, con algunas rocas aisladas presentes en el fondo fangoso somero, una ponte rocosa en ruinas y estacas de madera de una pasarela. La segunda estación (7° 48' 27'' S y 34° 51' 14'' O), situada en la parte media del estuario, prójima a una bifurcación del río, presenta tres especies de mangles, *R. mangle, A. schaueriana* y *Laguncularia racemosa*; en este trecho, las márgenes fangosas y el lecho del río presentan muchas conchas vacías de ostras y mariscos, resultado de la acción de los marisqueros. La tercera y última estación (7° 47' 58'' S y 34° 51' 22'' O), fue demarcada en la cabecera del río, en el limite de distribución del manglar, en esta región compuesto únicamente por ejemplares enanos de la especie *Laguncularia racemosa* (Figura 1).

El estudio fue realizado en el periodo de la estación de estiaje de 2006 (de septiembre hasta diciembre). En cada estación, la salinidad del agua fue medida por medio de un refractómetro portátil, en las pleamares y bajamares, durante los cuatro meses estudiados con muestras retiradas de la superficie del agua, en el centro del río. La temperatura fue medida por medio de termómetro común (escala Celsius) solamente en la estación un, durante las pleamares.

Los ejemplares de cirrípedos fueron muestreados mensualmente durante las mareas bajas, sendo retirados de todos sustratos duros disponibles en la zona intermareal e infralitoral raso, representados por las raíces y troncos de árboles de mangle, sustratos rocosos del puente (en ruinas), pilotes y estacas de maderas de la pasarela, rocas esparcidas, así como sobre conchas y caparazones de otros animales bentónicos. Antes de retirar los especimenes de los sustratos fue procedida la medición de sus alturas máximas y mínimas de distribución vertical en relación a los niveles de mareas, usando una cinta métrica graduada en centímetros, tomando por base el nivel mínimo de la bajamar (0,0 m) y los dados de altura y horarios de la Tabla de Mareas para el Puerto del Recife, informado por DHN (2006), y el limite máximo de distribución de los cirrípedos Chthamalidae, siguiendo la metodología propuesta por Rosa Filho & Farrapeira-Assunção (1998). Los cirrípedos fueron retirados mediante la utilización de espátula y martillo y los organismos sesiles asociados fueron anotados, para caracterización de la comunidad bentónica.

En el Laboratorio de Cirripedia de la Universidade Federal Rural de Pernambuco- UFRPE los animales fueron fijados en alcohol a 70% y disecados y analizados con auxilio de estereomicroscópio. La clasificación fue hecha según los trabajos de Young (1991, 1993, 1994) y Farrapeira (2006). Todos los especimenes se encuentran depositados en el referido laboratorio.

Las estaciones del estuario fueron clasificadas en cuanto a la variación de la salinidad según la definición del "Symposium on the Classification of Brackish Waters" en Venecia, 1958 (Rodríguez 1963): Euhalina (40-30), polihalina (30-18), mesohalina (18-05) y oligohalina (05-0.5). Además, los cirrípedos fueron clasificados de acuerdo con su tolerancia a la salinidad, de acuerdo con Day (1967),

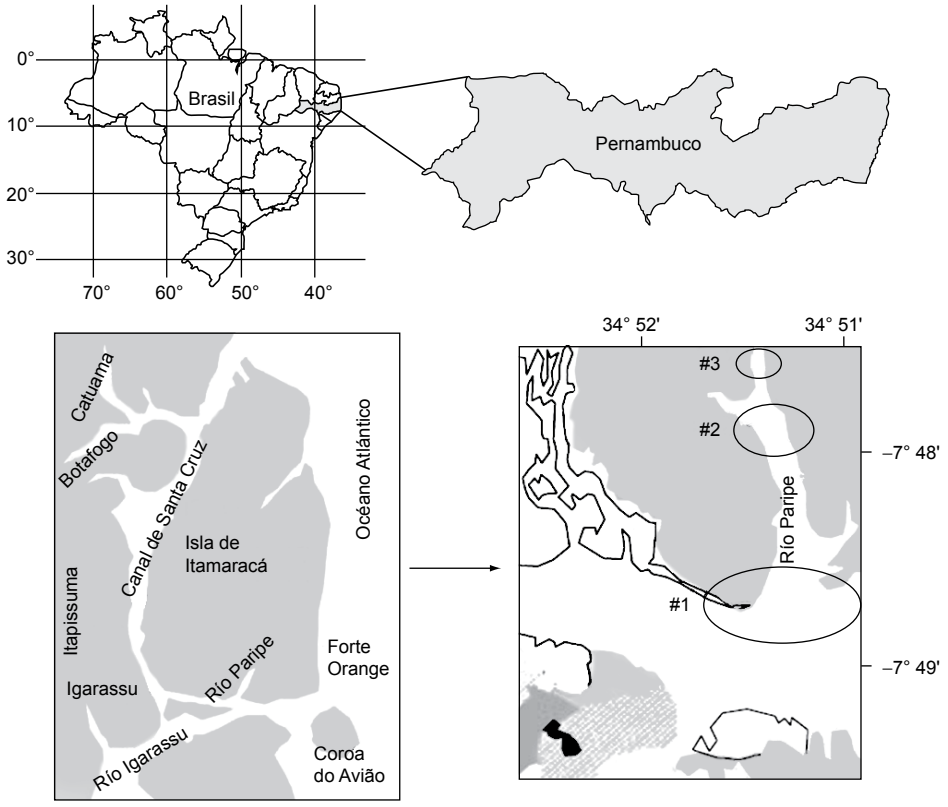


Figura 1. Localización del área de estudio, indicando: Brasil, Pernambuco, Isla de Itamaracá circundada por el Canal de Santa Cruz y estuario del Río Paripe, con las tres estaciones (#) de muestreo (Adaptado de Branco et al. 2003).

Figure 1. Localization of the studied area, indicating: Brazil Pernambuco, Itamaracá Island surrounded by the Channel of Santa Cruz, and estuary of the Paripe River, with the three sample' stations (#) (Adapted from Branco et al. 2003).

en componentes: marino estenohalino, restringido a aguas de alta salinidad, cerca de la desembocadura del río (especies que no toleran grandes variaciones de salinidad); marino eurihalino, que se extiende desde el mar a través de todo el estuario (en las zonas de mezcla de las aguas dulces con las marinas con la salinidad alcanzando valores muy variables, bien por lo hipersalino como por lo hiposalino); y componente estuarino, que ha evolucionado de forma marina, pero que se halla ahora restringido a estuarios (especie de aguas tranquilas, nunca encontrada en el mar); en esto último caso, fueron utilizadas también fuentes bibliográficas para establecer el padrón.

Resultados

La temperatura superficial del agua se mantuvo con poca variación durante el periodo estudiado, variando de 26,5 hasta 30,0 °C. La salinidad del agua tuvo cambios considerables entre las estaciones de colecta y los niveles de mareas (bajamares y pleamares máximas). La estación 1 presentó los valores más altos de salinidad durante todo el período de estudio, variando desde 28,7 (durante la bajamar, en septiembre) hasta 36,1 (en diciembre, durante la pleamar) y fue clasificada como estación euhalina - polihalina. La estación 2 sufrió un poco más de variación: 10,8 hasta 19,6, en las bajamares y desde 19,7 hasta 29,8, durante las pleamares, teniendo sido clasificada como polihalina - mesohalina. En la estación 3, la salinidad varió poco: desde 0,2 (en la bajamar, en el mes de septiembre) hasta 5,2 (valor máximo, durante una pleamar de diciembre), sendo por esto considerada oligohalina (Figura 2).

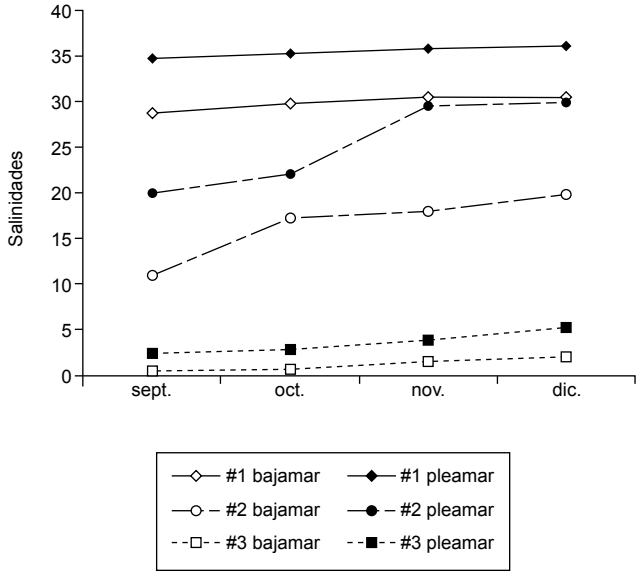


Figura 2. Valores de salinidades de las tres estaciones de muestreo de cirrípedos en el estuario del Río Paripe, Isla de Itamaracá, Brasil, durante las bajamares y pleamares del estación de estiaje de 2006.

Figure 2. Values of the salinities of the three sampling' stations of barnacles in the estuary of the Paripe River, Island of Itamaracá, Brazil, during the low and high tides of the dry season 2006.

Entre los animales incrustantes encontrados en el estuario del río Paripe, fueron identificados ocho especies de Cirripedia Balanomorpha: *Amphibalanus amphitrite* (Darwin 1854) (Figura 3), *A. improvisus* (Darwin 1854) (Figura 4), *A. reticulatus* (Utinomi 1967) (Figura 5), *A. venustus* (Darwin 1854) (Figura 6), *Chthamalus bisinuatus* Pilsbry, 1916 (Figura 7), *C. proteus* Dando & Southward, 1980 (Figura 8), *Microeuraphia rhizophorae* (Oliveira 1940) (Figura 9), y *Striatobalanus amaryllis* (Darwin 1854) (Figura 10). Los cirrípedos poden ser reconocidos visualmente por sus características morfológicas externas exhibidas en las respectivas figuras e identificados a partir de la clave dicotómica que se siegue.

En la estación 1 fueron encontradas las ocho especies de cirrípedos, destacándose como marinas estenohalinas, encontradas apenas en esta región: *Amphibalanus venustus, Chthamalus bisinuatus* y *Striatobalanus amaryllis*. Las especies presentaran una gradación de posición vertical en los sustratos en relación a la altura de mareas. Así, los ejemplares de *Chthamalus bisinuatus*, fijos únicamente sobre sustratos rocosos de la puente en ruinas expuestos al sol, formaran un cinturón de cerca de 20 cm en la zona intermareal más alta, en el limite con el supralitoral. En la correspondiente región localizada en los mangles, *Microeuraphia rhizophorae* fue dominante numéricamente, ocupando una área de aproximadamente 60 cm. En la porción media del intermareal, la llamada zona balanoide, fue observada la predominancia numérica de la especie *Amphibalanus amphitrite* ocupando una porción de 80-120 cm, fijada sobre conchas de ostras *Crassostrea rhizophorae* Guilding, 1828 juntamente con *Chthamalus proteus* y algunos raros mejillones *Brachidontes exustus* Linnaeus, 1758.

En el límite con el infralitoral de la estación 1, los sustratos rocosos (incluyendo las piedras esparcidas) y maderas de los pilotes de la pasarela fueron los únicos disponibles. En este piso, las especies *Striatobalanus amaryllis* y *Amphibalanus reticulatus* fueron encontradas abundantemente apenas sobre rocas en el fundo fangoso del Canal

Figura 3. *Amphibalanus amphitrite* sobre ostra *Crassostrea rhizophorae*.
Figure 3. *Amphibalanus amphitrite* on oyster *Crassostrea rhizophorae*.

Figura 5. *Amphibalanus reticulatus*.
Figure 5. *Amphibalanus reticulatus*.

Figura 4. *Amphibalanus improvisus* sobre ostra *Crassostrea rhizophorae*.
Figure 4. *Amphibalanus improvisus* on oyster *Crassostrea rhizophorae*.

Figura 6. *Amphibalanus venustus*.
Figure 6. *Amphibalanus venustus*.

Figura 7. *Chthamalus bisinuatus* en sustrato rocoso.

Figure 7. *Chthamalus bisinuatus* on rocky substrate.

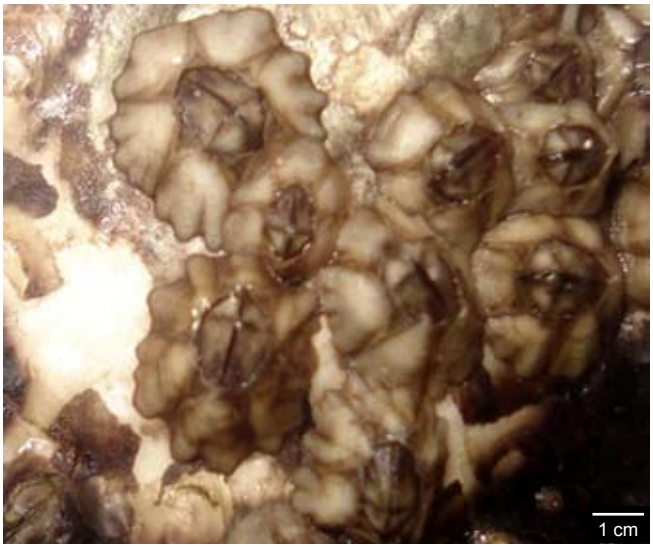


Figura 8. *Chthamalus proteus;* grupo de ejemplares sobre ostra *Crassostrea rhizophorae*.

Figure 8. *Chthamalus proteus;* group of specimens on oyster *Crassostrea rhizophorae*.

Figura 9. *Euraphia rhizophorae*; grupos de ejemplares sobre mangle *Laguncularia racemosa.*

Figure 9. *Euraphia rhizophorae*; groups of specimens on mangrove *Laguncularia racemosa*.

Figura 10. *Striatobalanus amaryllis.*

Figure 10. *Striatobalanus amaryllis*.

de Santa Cruz y en el paredón rocoso de la puente en ruinas habiendo sido los principales basibiontes de las otras especies de cirrípedos. Algunos ejemplares de *S. amaryllis* estaban casi completamente revestidos por la esponja de fuego *Tedania ignis* (Porifera) y, sobre sus conchas, fueron comunes las especies epibiontes: *Amphibalanus improvisus, A. reticulatus* y *A. venustus.* Esta última fue también encontrada fijada sobre conchas de gasterópodos *Cerithium atratum* (Born 1778) habitadas por cangrejos ermitaños (Diogenidae) y sobre bivalvos *Ostrea equestris* (Say 1834) incrustados sobre estas conchas. En el lecho del río, *A. improvisus* fue también encontrada sobre conchas vacías de ostras y mariscos: *Lucina pectinata* (Gmelin 1791), *Iphigenia brasiliana* (Lamark 1818) y *Anomalocardia brasiliana* (Gmelin, 1791).

En la estación 2 se registró la ocurrencia de apenas cinco especies de cirrípedos, distribuida en troncos de las tres especies de mangles, en un espacio de cerca de 1,90 m, en relación a los niveles máximos y mínimos de las mareas. En esta región, el mismo padrón de distribución vertical fue observado para las especies. *Microeuraphia rhizophorae* estaba fijada en las porciones más altas de los troncos y raíces de mangles de la región intermareal, formando un cinturón de 60 cm de altura, con raros especimenes de *Chthamalus proteus*, que también ocurrió hasta el medio del región del intermareal. En la zona balanoide, *Amphibalanus amphitrite* y la ostra *Crassostrea rhizophorae* estaban distribuida en cerca de 120 cm, sendo que los 50 cm inferiores, tuvo mezcla de espacio con *A. improvisus* y *A. reticulatus*, en el limite del piso intermareal con el infralitoral. Estas dos especies se fijaron tanto en raíces de mangles, cuanto en conchas vacías de los mariscos: *Lucina pectinata*, *Iphigenia brasiliana* y *Anomalocardia brasiliana,* en el lecho del río. Considerando su distribución en la región estuarina, estas especies fueron consideradas como marinas eurihalinas.

En la estación 3 había solamente la especie *Microeuraphia rhizophorae*, fijada en troncos de mangle de *Laguncularia racemosa,* en un espacio vertical alrededor de 40 cm, presentando relevante ecomorfogénesis, representada por la disminución de talla y desgaste de las placas parietales. Ninguna otra especie de cirrípedo o de otro taxon incrustante fue encontrada. Esta especie por hacer tenido la más amplia distribución en el estuario del Río Paripe, tolerando los más amplios valores de salinidades, fue considerada un componente estuarino.

Discusión

El empobrecimiento de la diversidad de las especies habitantes de estuarios en el sentido mar – agua dulce sugerida por Achituv (1984) y Barnes (1989), relacionado con el gradiente salino del estuario, fue también verificado, observando una disminución del numero de especies de Cirripedia a partir de la área más marina, en la desembocadura del río, con ocho especies, para cinco, en la región media del estuario e, después, solamente una especie, en la area situada en la cercanía del agua dulce.

Bulger et al. (1993) reconoció que la salinidad no es la única variable importante gobernando la distribución de las especies estuarinas; esto factor actúa cómo una variable sustituta para las características de los hábitats que varían junto con la salinidad (sustrato, turbidez). Sin embargo, efectos directos de la salinidad sobre los organismos poden quedarse responsables por algunos padrones observados en el estuario. La significativa disminución gradual del número de especies de cirrípedos en el sentido desembocadura-montante del río, coincidió con las observaciones de algunos autores brasileños. Correia (1998) observó una disminución de especies bentónicas en relación a estaciones más y menos salinas del ambiente estuarino-lagunar de Mundaú-Manguaba, Alagoas, con tres especies en las regiones próximas al mar (*Microeuraphia rhizophorae, Amphibalanus amphitrite* y *A. improvisus*) y solamente dos especies (*A. improvisus* y *Fistulobalanus citerosum*) en las áreas de menor salinidad. Farrapeira (2006), estudiando la ocurrencia de los cirrípedos en la area estuarina de Recife, Pernambuco, encontró en la región portuaria, polihalina, nueve especies, decreciendo para cinco especies en las áreas de grande variación salina en relación a las mareas, con casi las mismas especies eurihalinas del Río Paripe, a la excepción de *Amphibalanus eburneus*, que es una especie ampliamente encontrada en las regiones estuarinas de Recife y de otras localidades y considerada típica de estuarios y bahías (Southward 1975, Young 1994).

Cabe un destaque para una diferencia de ocupación de nicho ecológico de cirrípedos en áreas estuarinas de bajas salinidades. En el estuario del Río Paripe, solamente *Microeuraphia rhizophorae* fue encontrada resistiendo en esta situación ecológica, destacando para el facto de que esto es un estuario de casi ninguna polución (Branco et al. 2003). En contrapartida, Farrapeira (2006) observó que en el área estuarina de Recife *A. amphitrite* ocupaba esto nicho, estando sometida también a aguas bastante polucionadas con desechos domésticos. Silva-Brum & Absalão (1989), constataron que las comunidades de cirrípedos de la Bahía de Guanabara (Rio de Janeiro) sufrieron poca diferencia en cuanto a la composición de especies, desde la entrada de la bahía hasta el final, aunque solamente aquellas con baja resistencia a las grandes variaciones de salinidad y/o polución de las aguas no ocurrieron en todas las estaciones. Estos autores observaron, todavía, que ocurrió una creciente tasa de mortalidad de los ejemplares, en el sentido mar-estuario y un correspondiente decrecimiento en la densidad de los organismos, encontrando solamente *A. amphitrite* en las áreas de mayor polución doméstica. En su estudio sobre la sucesión ecológica de organismos bentónicos en areas de diferentes grados de polución en la misma región, Breves-Ramos et al. (2005) observaran una elevada porcentaje de recubrimiento de los sustratos artificiales por esta especie, comprobando que ella es tolerante a aguas con contaminación ambiental, así como fue señalado por Lacombe (1977b) y Calcagno et al. (1998), actuando como una buena bioindicadora de polución orgánica. En Paripe, un ambiente sin aporte de desechos domésticos, prevaleció la característica fisiológica de *Microeuraphia rhizophorae* hasta el final del estuario.

La presencia de especies clasificadas como marinas estenohalinas en la estación de mayores valores de salinidad del estuario estudiado pode ser explanada por la proximidad de la desembocadura del estuario con el mar abierto, en la barra Sur del Canal de Santa Cruz. Las especies *Amphibalanus venustus, Chthamalus bisinuatus,* y *Striatobalanus amaryllis*, encontradas solamente en las regiones euhalinas y polihalinas fueron también citadas por Castro (1997) para los recifes de Abrollhos, Bahia y por Neves et al. (2007), para la bahía de Paranaguá, Paraná, en Brasil en áreas marinas o próximas al mar. De acuerdo con Young (1993), *C. bisinuatus* es una especie hartamente registrada apenas para el ambiente marino.

En relación a las especies clasificadas como marinas eurihalinas, Rosa Filho & Farrapeira-Assunção (1998), encontraran las mismas especies en toda la región estuarina del Canal de Santa Cruz. Otros autores brasileños pesquisando en bahías del Rio de Janeiro (Oliveira 1941, Silva-Brum & Absalão 1989, Junqueira et al. 2000) también relacionaran estas mismas especies, incluyendo algunas otras que son marinas estenohalinas.

Amphibalanus improvisus parece ser una de las especies más adaptadas a la existencia estuarina, pues tolera salinidades muy bajas (hasta 2) y puede, así mismo, vivir diez meses al año en aguas dulces logrando una adaptación perfecta mediante el ajuste de su medio interno a la dilución externa, sin alterar su actividad normal (Newman 1967). En este estudio esta especie tuve una amplia distribución estuarina, pero fue *Microeuraphia rhizophorae* que se mostró mejor adaptada a el ambiente salobre, tolerando intensos cambios de salinidad, sendo el único componente verdaderamente estuarino, distribuido por todo el estuario. Estas exigencias ecológicas de *E. rhizophorae* en cuanto la variación de salinidad y busca por ambientes protegidos en ambientes estuarinos de manglares, fue también encontrada por Oliveira (1941, 1947), Lacombe (1977b), Silva-Brum & Absalão (1989), Young (1993), Correia (1998), Junqueira et al. (2000) y Farrapeira (2006) en Brasil, y por Southward (1975), Bacon (1976) y Laguna G. (1987), en la región caribeña del Atlántico.

Además, aunque la variación de la salinidad tenga sido considerada el principal factor determinante de la zonación horizontal de los cirrípedos en el estuario del Río Paripe, cabe recordar que la presencia de sustratos adecuados es también esencial y puede haber sido un factor secundario para la ocurrencia de algunas especies. Gordon (1969), Guerrazi (1987) y Silva (1992) destacaran que la disponibilidad de sustratos duros y la competición por el espacio son algunos de los innumerables factores abióticos y bióticos que intervienen para determinar la naturaleza y distribución de la fauna en regiones estuarinas. Un ejemplo disto es la distribución de *Amphibalanus venustus*, que por se fijar sobre otros animales, tuvieron su distribución limitada a la de los organismos que les han servido de sustrato, en la región polihalina. Las especies *Striatobalanus amaryllis* y *Chthamalus bisinuatus,* al contrario, que solamente se localizaron en sustrato rocoso, inexistentes en las estaciones mesohalinas y oligohalinas del estuario estudiado, estaban de acuerdo con sus valencias ecológicas, una vez que son hartamente mencionadas apenas para el ambiente marino (Silva-Brum & Absalão 1989, Young 1989, 1993, 1994).

La distribución vertical observada en el área estuarina estudiada obedece al padrón de zonación de los organismos en áreas de manglares en las regiones tropicales, al nivel de familia, género y hasta mismo de especie (Rützler 1969, Pérez & Victoria 1980, Lalana-Rueda

1986, Inclán 1989, Rivadeneyra 1989, Silva-Brum & Absalão 1989, Ellison & Farnsworth 1992, Correia 1996, Silva-Brum & Martins 1997, Rosa-Filho & Farrapeira-Assunção 1998, Farrapeira et al. 2000). Hay que ser destacada la ausencia del género *Fistulobalanus* en la región intermareal inferior en el estuario estudiado. Farrapeira (dados no publicados) había encontrado en 1988 apenas tres ejemplares de la especie *F. citerosum* en esto estuario, en rocas del infralitoral, en la área equivalente a la estación 1 de esta pesquisa, habiendo considerado, en aquella época, que debería ser una colonización reciente, porque esta especie é ampliamente citada para áreas estuarinas del litoral brasileño (Henry 1973, Lacombe & Monteiro 1974, Henry & McLaughlin 1975, Young 1994, Correia 1996, 1998, Marques-Silva et al. 2006, Silva et al. 2006, Neves et al. 2007), pero ningún ejemplar de *F. citerosum* fue encontrado en el estuario más recientemente.

En cuanto a la competición por el espacio en el estuario estudiado, se observó un alto grado de epibiosis de las especies incrustantes y sesiles, que, según Garduño (1980), llega a se convertir en un factor limitante; esto fenómeno fue definido por Wahl & Mark (1999) como una relación de dos o más especies que, por medio de interacciones directas o indirectas, ejercen mayor efecto en las especies asociadas y en la dinámica de las comunidades. Silva-Brum & Martins (1996) observaron que las especies *Amphibalanus amphitrite, A. improvisus, Chthamalus bisinuatus* y *C. proteus* además de otras tres especies marinas, son comúnmente encontradas sobre conchas de moluscos. En el estuario estudiado esta epibiosis fue también vista en la zona intermareal, pero ha sido percibida igualmente en las especies *Striatobalanus amaryllis, A. reticulatus* y *A. improvisus* en el limítrofe del piso infralitoral. En esta región de la desembocadura del río, fue observado un alto grado de fijación de organismos sobre otros, que parece ser consecuencia de los raros sustratos duros disponibles. La competición de estas tres especies fue curiosa y merece ser acompañada en el transcurso de los años, pues, las dos primeras especies fueron introducidas en el litoral Brasileño (Young 1989, Farrapeira-Assunção 1990) y puede haber una tendencia a el cosmopolitismo en la biota en cuestión, dependiendo de sus valencias ecológicas. En realidad ambas las especies son clasificadas como invasoras en diversos océanos (Ren & Liu 1978, Kim & Kim 1980, Yan et al. 2006), llevadas por embarcaciones (Foster & Willan 1979, Young 1993, Neves et al. 2007, Farrapeira et al. 2007). *Amphibalanus reticulatus* presenta un comportamiento más agresivo que la otra especie en la colonización de nuevos substratos (Coles et al. 1999), aún más porque tiene una característica fisiológica de eurihalinidad (Southward 1975, Mayer-Pinto & Junqueira 2003, Neves et al, 2007), demostrando estar perfectamente adaptada a las variaciones de salinidades en el estuario estudiado.

Referencias Bibliográficas

ACHITUV, Y. 1984. Cirripedes of the mangal ecosystem with emphasis on the hard bottom mangal of Sinai. In Hydrobiology of the mangal (F.D. Por. & I. Dor, eds.). Dr. W. Junk Publ., Boston, p.71-78.

AL-THAQAFI, K. & WHITE, K.N. 1991. Effect of shore position and environmental levels on body metal burdens in the barnacle Elminius modestus. Environ. Pollut. 69(2-3):89-104.

BACON, P.R. 1976. The Cirripedia of Trinidad. Stud. Fauna Curaçao Caribbean Is. 50(163):1-55.

BARNES, R.S.K. 1989. What, if anything, is brackish-water fauna? Trans. Roy. Soc. Edin. Earth Sci. 80:235-240.

BRANCO, L.H.Z., MOURA, A.N., SILVA, A.C. & BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C. 2003. Biodiversidade e considerações biogeográficas das Cyanobacteria de uma área de Manguezal do Estado de Pernambuco, Brasil. Acta Bot. Bras. 17(4):585-596.

BREVES-RAMOS, A., LAVRADO, H.P., JUNQUEIRA, A.O.R. & SILVA, S.H.G. 2005. Succession in rocky intertidal benthic communities in areas with different pollution levels at Guanabara Bay (RJ-Brazil). Braz. Arch. Biol. Technol. 48(6):951-965.

BULGER, A.J., HAYDEN, B.P., MONACO, M.E., NELSON, D.M. & MCCORMICK-RAY, M.G. 1993. Biologically-based estuarine salinity zones derived from a multivariate analysis. Estuaries 16(2):311-322.

CALCAGNO, J.A., LÓPEZ GAPPA, J. & TABLADO, A. 1998. Population dynamics of the barnacle Balanus amphitrite in an intertidal area affected by sewage pollution. J. Crustac. Biol. 18(1):128-137.

CASTRO C.B. (Rel.). 1997. Projeto Abrolhos: Desenvolvimento de um plano de ação para a conservação dos recursos marinhos do complexo de Abrolhos. Aspectos ambientais. Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis- IBAMA, Salvador, p.1-104.

COLES, S.L., DeFELICE, R.C., ELDREDGE, L.G. & CARLTON, J.T. 1999. Historical and recent introductions of nonindigenous marine species into Pearl Harbor, Oahu, Hawaiian Islands. Mar. Biol. 135:147-158

CORREIA, M.D. 1996. Recrutamento e colonização de Mytella charruana e Crassostrea rhizophorae (Mollusca: Bivalvia) no complexo estuarino-lagunar Mundaú-Manguaba, Alagoas, Brasil. Bol. Estud. Ciênc. Mar. (9):105-117.

CORREIA, M.D. 1998. Fauna associada a troncos de madeira no complexo estuarino-lagunar Mundaú-Manguaba, Alagoas-Brasil. Bol. Estud. Ciênc. Mar. (10):45-64.

DAY, J.H. 1967. The biology of Knysna Estuary, South Africa. In Estuaries (G.H. Lauff). American Association for the Advancement of Science, Washington, p.397-407.

DHN. 2006. Banco nacional de dados oceanográficos; tábuas das marés. Diretoria de Hidrografia e Navegação–DHN, Brasília: https://www.mar.mil.br/ (último acesso em 20/12/2006).

ELLISON, A.M. & FARNSWORTH, E.J. 1992. The ecology of Belizean mangrove-root fouling communities: patterns of epibiont distribution and abundance, and effects on root growth. Hydrobiologia 247(1-3):87-98.

FARRAPEIRA, C.M.R. 2006. Barnacles (Cirripedia Balanomorpha) of the estuarine region of Recife, Pernambuco, Brazil. Trop. Oceanogr. 34(2):100-119: http://www.propesq.ufpe.br/tropical_oceanography/volumes/volume_34_2_2006.html. (último acesso em 16/02/2008).

FARRAPEIRA, C.M.R., COELHO-FILHO, P.A. & SANTOS, M.A. 2000. Zonação vertical da macrofauna bêntica de substratos consolidados do estuário do Rio Paripe (Itamaracá-PE). In MANGROVE 2000 Sustentabilidade de Estuários e Manguezais: Desafios e Perspectivas. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, p.1-9.

FARRAPEIRA, C.M.R., MELO, A.V.O.M., BARBOSA, D.F. & SILVA, K.M.E. 2007. Ship hull fouling in the Port of Recife, Pernambuco. Braz. J. Oceanogr. 55(3):207-221.

FARRAPEIRA-ASSUNÇÃO, C.M. 1990. Ocorrência de Chirona (Striatobalanus) amaryllis Darwin, 1854 e de Balanus reticulatus Utinomi, 1967 (Cirripedia, Balanomorpha) no Estado de Pernambuco. In XVII Congresso Brasileiro de Zoologia. Sociedade Brasileira de Zoologia, Londrina, p.7.

FOSTER, B.A. & WILLAN, R.C. 1979. Foreign barnacles transported to New Zealand on an oil platform. New Zealand J. Mar. Freshw. Res. 13(1):143-150.

GARDUÑO, M.E. 1980. La fauna sesil intermareal del manglar relacionada con algunos parámetros ambientales de la Laguna de Términos, Campeche, México. In Seminario sobre el Estudio Científico e Impacto Humano en el ecosistema de manglares. UNESCO, Montevideo, p.102-120.

GORDON, C.M. 1969. The apparent influence of salinity on the distribution of barnacle species in Chesapeake Bay (Cirripedia). Crustaceana 16(2):139-142.

GUERRAZI, M.C. 1987. Estudos preliminares sobre a estrutura de uma comunidade de costão rochoso, em mesolitoral, num gradiente de salinidade. In Simpósio sobre Ecossistemas da Costa Sul-Sudeste Brasileira: Síntese dos Conhecimentos. ACIESP, São Paulo, 2:221-232.

GUNTER, G. 1961. Some relation of estuarine organisms to salinity. Limnol. Oceanogr. 6(2):182-190.

HENRY, D.P. 1973. Descriptions of four new species of the Balanus amphitrite complex (Cirripedia, Thoracica). Bull. Mar. Sci. 23(4):964-1001.

HENRY, D.P. & McLAUGHLIN, P. 1975. The barnacles of the Balanus amphitrite complex (Cirripedia: Thoracica). Zool. Verh. 141:1-254.

INCLÁN, R.R. 1989. Ecología de la epibiosis en las raíces inmersas de Rhizophora mangle en Bahía de la Ascensión, Quintana Roo, México. Cienc. Mar. 15(1):1-20.

JUNQUEIRA, A.O.R., FALCÃO, A.P.C., MAYER-PINTO, M., VIANA, M.S. & SILVA, S.H.G. 2000. Spatial and temporal variations on intertidal barnacle abundance in a tropical bay. Nauplius 8(2):195-204.

KIM, I.N. & KIM, H.S. 1980. Systematic studies on the cirripeds (Crustacea) from Korea. 1. Balanomorph barnacles (Cirripedia Thoracica, Balanomorpha). Korean J. Zool. 23(3):161-194.

LACOMBE, D. 1977a. Anatomia e microanatomia de Balanidae da Baía de Guanabara (Crustacea, Cirripedia). Rev. Bras. Biol. 37(1):151-165

LACOMBE, D. 1977b. Cirripédios da Baía da Ribeira, Angra dos Reis, RJ (Brasil). Publ. Inst. de Pesq. Marinha (109):1-13.

LACOMBE, D. & MONTEIRO, W. 1974. Balanídeos como indicadores de poluição na Baía de Guanabara. Rev. Bras. Biol. 34(4):633-644

LACOMBE, D. & RANGEL, E.F. 1978. Cirripédios de Arraial do Cabo, Cabo Frio. Publ. Inst. de Pesq. Marinha (129):1-12.

LAGUNA G., J.E. 1987. Euraphia eastropacensis (Cirripedia, Chthamaloidea), a new species of barnacle from the tropical eastern Pacific: Morphological and electrophoretic comparisons with Euraphia rhizophorae (de Oliveira) from the tropical western Atlantic and molecular evolutionary implications. Pac. Sci. 41(1/4):132-140.

LALANA-RUEDA, R. 1986. Fauna asociada a las raíces de Rhizophora mangle L., en la laguna costera "El Ciego". Rev. Invest. Mar. 7(3):55-65.

MARCHINKO, K.B., NISHIZAKI, M.T. & BURNS, K.C. 2004. Community-wide character displacement in barnacles: a new perspective for past observations. Ecol. Letters 7(1):114-120.

MARQUES-SILVA, N., BEASLEY, C., GOMES, C., GARDUNHO, D., TAGLIARO, C., SCHORIES, D. & MEHLIG, U. 2006. Settlement dynamics of the encrusting epibenthic macrofauna in two creeks of the Caeté mangrove estuary (North Brazil). Wetlands Ecol. Manag. 14(1):67-78.

MAYER-PINTO, M. & JUNQUEIRA, A.O.R. 2003. Effects of organic pollution on the initial development of fouling communities in a tropical bay, Brazil. Mar. Pollut. Bull. 46(11):1495-1503.

MONTEIRO, B.R. & COELHO FILHO, P.A. 2004. Estrutura populacional do caranguejo-uçá, Ucides cordatus (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Decapoda, Ocypodidade), no estuário do Rio Paripe, Itamaracá - Pernambuco. Bol. Tec. Cient. CEPENE 12(1):99-111.

NEVES, C.S., ROCHA, R.M., PITOMBO, F.B. & ROPER, J.J. 2007. Use of artificial substrata by introduced and cryptogenic marine species in Paranaguá Bay, southern Brazil. Biofouling 23(5):319-30.

NEWMAN, W.A. 1967. On physiology and behavior of estuarine barnacles. J. Mar. Biol. Ass. India 2(3):1038-1066.

NEWMAN, W.A., ROSS, A. 1976. Revision of the balanomorph barnacles; including a catalog of the species. Mem. San Diego Soc. Nat. Hist. 9:1-108.

OLIVEIRA, L.P.H. 1941. Contribuição ao conhecimento dos crustáceos do Rio de Janeiro: Sub-ordem "Balanomorpha" (Cirripedia: Thoracica). Mem. Inst. Oswaldo Cruz 36(1):1-31.

OLIVEIRA, L.P.H. 1947. Distribuição geográfica da fauna e flora da Baía de Guanabara. Mem. Inst. Oswaldo Cruz 45(3):709-734.

PÉREZ, M.E. & VICTORIA, C.H. 1980. Algunos aspectos de la comunidad asociada a las raíces sumergidas del mangle rojo en dos áreas del Caribe Colombiano. In Seminario sobre el Estudio Científico e Impacto Humano en el ecosistema de manglares. UNESCO, Montevideo, p.215-224.

REN, X. & LIU, J.Y. 1978. Studies on Chinese Cirripedia (Crustacea). 1. Genus Balanus. Stud. Mar. Sin. 13:119-196.

RIVADENEYRA, R.I. 1989. Ecología de la epibioses en las raíces inmersas de Rhizophora mangle en Bahía de la Ascensión, Quintana Roo, México. Cienc. Mar. 15(1):1-20.

RODRÍGUEZ, G. 1963. The intertidal estuarine communities of Lake Maracaibo, Venezuela. Bull. Mar. Sci. Gulf Caribb. 13(2):197-218.

ROSA FILHO, J.S. & FARRAPEIRA-ASSUNÇÃO, C.M. 1998. Zonação vertical da macrofauna bentônica dos andares supra litoral e médio litoral dos manguezais da região da Ilha de Itamaracá (Pernambuco – Brasil). Cad. Ômega, Ser. Cienc. Aquat. (4):59-68.

RÜTZLER, K. 1969. The mangrove community, aspects of its structure, faunistics and ecology. In Laguna costeras: Simposio internacional sobre lagunas costeras (origen, dinámica y productividad). UNAM-UNESCO, México, p.515-536.

SILVA, C.A.R., SMITH, B.D. & RAINBOW, P.S. 2006. Comparative biomonitors of coastal trace metal contamination in tropical South America (N. Brazil). Mar. Environ. Res. 61(4):439-455.

SILVA, C.S. 1992. Distribuição e abundância da fauna macrobentônica do complexo estuarino-lagunar Mundaú-Manguaba (Alagoas-Brasil). Bol. Estud. Ciênc. Mar. (8):45-64.

SILVA-BRUM, I.N. & ABSALÃO, R.S. 1989. Vertical distribution of barnacles of the intertidal rocky shores of Guanabara Bay, RJ, Brazil. In Coastlines of Brazil (C. Neves, ed.). American Society of Civil Engineers, New York, p.139-153.

SILVA-BRUM, I.N. & MARTINS, E.M.P. 1996. Epizoísmo de Balanomorpha (Crustacea Cirripedia) em conchas de Mollusca, Baía da Guanabara, RJ, Brasil. Bolm. Mus. Nac. N. S. (370):1-10.

SILVA-BRUM, I.N. & MARTINS, E.M.P. 1997. Seasonal variation of the intertidal community of Balanomorpha of Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil (Crustacea Cirripedia). Rev. Bras. Biol. 57(2):275-288.

SOUTHWARD, A.J. 1975. Intertidal and shallow water Cirripedia of the Caribbean. Stud. Fauna Curaçao Carib. Is. 46(150):1-53.

WAHL, M. & MARK, O. 1999. The predominantly facultative nature of epibiosis: experimental and observational evidence. Mar. Ecol. Progr. Ser. 187:59-66.

YAN, T., YAN, W.X., DONG, Y., WANG, H.J., YAN, Y. & LIANG, G.H. 2006. Marine fouling of offshore installations in the northern Beibu Gulf of China. Int. Biodeterior. Biodegrad. 58(2):99-105.

YOUNG, P.S. 1989. Establishment of an Indo-Pacific barnacle in Brazil. Crustaceana 56(2):212-214.

YOUNG, P.S. 1991. The superfamily Coronuloidea (Cirripedia: Balanomorpha) from Brazilian coast, with redescription of Stomatolepas species. Crustaceana 61(2):189-212.

YOUNG, P.S. 1993. The Verrucomorpha and Chthamaloidea from the Brazilian coast (Crustacea: Cirripedia). Rev. Bras. Biol. 53(2):247-253.

YOUNG, P.S. 1994. Superfamily Balanoidea Leach (Cirripedia, Balanomorpha) from the Brazilian coast. Bolm. Mus. Nac. N. S. (356):1-36.

Recibido en 28/04/08
Versión revisada en 21/05/08
Publicado en 01/07/08

Apéndice

Clave dicotómica de identificación de los cirrípedos del estuario del Río Paripe:

1. Placas parietales sólidas; base membranosa o calcárea 2

- Placas parietales tubuladas; base calcárea 5

2. Rostrum con alas y base membranosa 3

- Rostrum co
(generalmente de grande dimensión) .....
..... *Striatobalanus amaryllis*

3. Escudo más alto que *Micro, articulación escuto-te*rgal recta;

- Escudo más ancho que alto; articulación escuto-te 4

4. Concha cór
internamente; cerdas bidenticuladas del cirro II con guardas basales ..... *Chthamalus proteus*

- Concha pla
dupla; cerdas bidenticuladas del cirro II sin guardas basales ..... *Chthamalus bisinuatus*

5. Concha blanca con líneas verticales coloridas, 6

- Concha blanca con líneas vertica 7

6. Concha con
paralela a la base; apófisis del tergo fasciolado, más ancho que largo; labrum multidenticulado ... *Amphibalanus amphitrite*

- Concha con
del tergo con surco longitudinal, más largo que ancho; labrum simples .....
..... *Amphibalanus reticulatus*

7. Concha blan
con surco longitudinal, más largo que ancho, con final obtuso o redondeado; labrum multidenticulado..... *Amphibalanus improvisus*

- Concha bla
oblicua, redondeada y lisa; apófisis del tergo fasciolado, más ancho que largo, con final truncado; labrum simple.....
..... *Amphibalanus venustus*

The birds at Ilha Comprida beach (São Paulo state, Brazil): a multivariate approach

Edison Barbieri[1] & Eduardo Tavares Paes[2,3]

[1]Instituto de Pesca – APTA, Secretaria da Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, CP 61, CEP 11990-000, Cananéia, SP, Brazil
[2]Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, Av. dos Astronautas, 1758, Jd. Granja, CEP 12227-010, São José dos Campos, SP, Brazil, e-mail: etpaes@uol.com.br
[3]Corresponding author: Edison Barbieri, e-mail: edisonbarbieri@yahoo.com.br

BARBIERI, E. & PAES, E.T. 2008. **The birds at Ilha Comprida beach (São Paulo state, Brazil): a multivariate approach.** Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?article+bn00408032008.

Abstract: Birds were censused weekly from January 1999 to January 2001 along Ilha Comprida beach, a barrier island off São Paulo, southeastern Brazil. To evaluate the similarity in the bird's species composition among the weekly surveys, species counts data were arranged on a data matrix with 144 weekly surveys, analyzed following a multivariate analysis protocol. We counted a total of 205,399 individuals and 52 species. Migratory birds were an important component of the avifauna (maximum N = 21,294 individuals and 14 species). The largest numbers of birds were observed during summer, when Nearctic migrants arrive. All 14 of the most common species were migrants, including *Calidris alba*, *Sterna maxima*, *Charadrius semipalmatus*, *Sterna hirundo*, *Thalasseus maximus*, *Pluvialis dominica* and *Calidris fuscicollis*. The most common residents were *Thalasseus s. eurrygnathus*, *Larus dominicanus*, *Coragyps atratus*, *Fregata magnificens* and *Sterna hirundinacea*. Recently, most of the peripheral area adjacent to the beach has been urbanized and rapid habitat change is progressing. In this paper, we establish a reference that will allow future comparisons to assess the impact of such urbanization on the composition of bird populations on Ilha Comprida.
Keywords: *seabirds, ecology, Ilha Comprida, migration, shorebirds, sandy beaches, multivariate analysis.*

BARBIERI, E. & PAES, E.T. 2008. **Aves da praia da Ilha Comprida (estado de São Paulo, Brasil): uma análise multivariada**. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?article+bn00408032008.

Resumo: As aves foram contadas semanalmente de janeiro 1999 a janeiro 2001 ao longo da praia de Ilha Comprida, sendo esta, uma ilha de barreira localizada ao sul do estado de São Paulo. Para se avaliar a similaridade da composição das aves, os dados das espécies foram arranjados numa matrix com 144 amostras semanais, estudados seguindo um protocolo de análise multivariada. Contou-se um total de 205.399 indivíduos de 52 espécies diferentes. As aves migratórias foram um componente importante da avifauna na ilha (máximo N = 21.294 indivíduos e 14 espécies). O maior número de aves foram observadas durante o verão, quando as migrantes nearticas chegaram. Dentre as 14 espécie migrantes identificadas as mais comuns foram: *Calidris alba*, *Thalasseus maximus*, *Charadrius semipalmatus*, *Sterna hirundo*, *Pluvialis dominica* and *Calidris fuscicollis*. Já as espécies residentes mais comuns foram: *Thalasseus s. eurrygnathus*, *Larus dominicanus*, *Coragyps atratus*, *Fregata magnificens* and *Sterna hirundinacea* Recentemente, a maior parte das áreas periféricas junto à praia estão sendo urbanizadas provocando mudanças rápidas do habitat. Neste trabalho, nós pretendemos estabelecer uma referência que permita futuras comparações, para se poder avaliar o impacto da urbanização na composição das populações das aves que são encontradas na praia da Comprida.
Palavras-chave: *aves marinhas, ecologia, Ilha Comprida, migração, aves de praia, praia arenosa, analise*

multivariada.

Introduction

Of all migratory animals, the routes and movements of migratory birds are the best known. They are frequently conspicuous, migrate diurnally, and travel in large numbers (Orr 1996). In the New World, a large number of migratory species leave their breeding grounds in North America to spend the winter in South America (Sick 1997). These visitors are mostly waterbirds, birds of prey, and passerines. Although sand beaches occur along most of the Atlantic coast of tropical and subtropical America and many Neotropical birds are known to use this habitat (Sick 1997), most of the information concerning their avifauna comes from the northern Neotropics or southern North America (Olmos & Silva 2001, Vooren & Brusque 1999, Barbieri & Pinna 2007) There is little information on the avifaunas of localities along the tropical and subtropical coast of eastern Brazil. There are a few checklists and studies of birds using sandy beaches in Brazil, but most focus on specific groups like plovers and terns (Vooren & Chiaradia 1990).

According to McWhinter & Beaver (1977), the bird community of a specific region depends on factors such as environment, time of the year and region in relation to the geographic distribution of the species being studied. At a given time, the species community is composed of migrants, breeding birds, and residents that remain for the whole year. The avifauna of a specific region is formed by the total of species which leave and arrive and by the ones which are always present. When a habitat is developed for human habitation, some species will be displaced into other habitats in order to feed and reproduce (Barbieri et al. 2001). As a consequence, species of some regions can disappear or be excluded.

Bird population and communities clearly change through time, however, and these variations may represent real biological dynamics rather than sampling artifacts or noise (Wiens 1997, Barbieri 2007). A second, alternative view considers these variations to be evidence of a dynamic equilibrium. Resource levels change through time, and the variations in populations and communities reflect close tracking of these resources through short-term behavioral, distributional, or demographic adjustments (Cody 1981).

Studies on marine and coastal birds in the state of São Paulo are few, especially on the south coast. Although the Ilha Comprida beach covers roughly 70 km and is considered an environmental protection area subject to management, there are few studies on species composition, habitat use, or seasonal population changes. This region is becoming a prime tourist destination, so large numbers of people now compete for space with migratory birds during December, January and February (Barbieri 2008). It also supports an intense fishing in dustry, both artisanal and industrial, which affects seabird populations by providing discarded food. In this paper we describe the bird community and its seasonal variation along the sandy beaches of Ilha Comprida.

1. Study area

Ilha Comprida (47° 50' W and 24° 52' S) is a barrier island located on the southern coast of São Paulo State. It is part of the Ribeira de Iguape hydrographic basin, whose mouth marks the northern limit of the Iguape - Cananéia – Paranaguá estuarine complex. Ilha Comprida is a recent quaternary barrier island of marine origin (Suguiu & Martins 1987), and is about 70 km long with a mean width of 3 km (Figure 1).

The island's beautiful sandy beaches, interrupted only by small streams, make it a popular tourist destination. Like other barrier islands, it is easily disturbed by intensive human occupation. Progressing from east to west, its habitats include dune fields behind the beach, scrub (restingas), freshwater swamps squeezed between sand ridges, restinga forests and mangroves that line the estuarine complex between the island and the mainland. Lunar tides have an amplitude of about 1.5 m. The sea level is lowered by the prevailing northeasterly wind and raised by the southerly winds. The beach has a gentle slope (I/40 to I/60) and as a result the swash zone is wide, generally about 15 m. High densities of invertebrates (*Donax* sp., *Emerita* sp.) occur in this region (Barbieri & Pinna 2005).

Materials and Methods

We censused the total number of birds seen along Ilha Comprida beach each week between January 1999 and December 2001 (N = 144 samples). All the birds which used the area for feeding and/or resting, and also all such birds present on the beach and those flying or swimming inshore were counted. Not included were seabirds (albatrosses, petrels and the penguin *Spheniscus magellanicus*) which were frequently cast ashore dead or exhausted.

The censuses began in the morning (8:30 AM), and were between 2 hours 30 minutes and 4 hours in duration (N = 540 hours total). The Ilha Comprida beach was surveyed by car (medium speed = 40 km/h) along the stretch of 70 km of beach and 0.2 km wide as used by Vooren and Chiaradia (1990) in the Praia do Cassino, Rio Grande do Sul State (Brazil), also proposed by Bibby et al., (1992) to this kind of environment. The surveys were conducted from south to north (from Boqueirão Sul – Cananeia, to Canal de Icapara – Iguape (Figure 1). Observations were made with 7 x 50 mm and 20 x 60 mm binoculars.

To evaluate the similarity in the bird's species composition among the weekly surveys, species counts data were arranged on a data matrix with 144 weekly surveys and 39 principal species, and analyzed following a multivariate analysis protocol. Firstly the data matrix was analyzed using a Principal Coordinate Analysis (PCoord). Principal Coordinate Analysis is an ordination method of great interest to ecologists because the nature of ecological variables (i.e: species abundances) often makes it necessary to use other measures of resemblance than Euclidian distance preserved by ordinary Principal Component Analysis (PCA). (Legendre & Legendre 1998 pg 424). The data was previously transformed by natural logarithm +1, and the Bray-Curtis dissimilarity coefficient it was used as resemblance metrics. This coefficient has semimetric (non-Euclidean) properties but is generally acknowledged to be one of the best measure of ecological distance for species abundances (Faith et al. 1987, Legendre & Legendre 1998). The second pass of multivariate protocol it was use the axes of PCoord with non-negative and non-null eigenvalues (the Euclidian part of the Bray-Curtis resemblance), as new variables to build a new matrix (Bocard & Legendre 2002). This new matrix was classified by Minimum Variance algorithm (Ward Methods) using the squared Euclidean distance for generating hierarchical dendrograms, following suggestions of Milligan & Cooper, 1987 and Rossi-Wongtschowski & Paes, 1993. This procedure was carried out for Q-mode (weekly surveys; Figure 2) and R-mode (species; Figure 3) independently. The analysis was accomplished using the free software: FITOPAC1 (Shepherd, 1995).

The weekly abundance for each species group was ln- transformed and filtered using moving-average 4 (uses 4 values for way time continues) and plotted against the time sequence (Figure 3). To explore the relationships among the logarithm and filtered abundance of each species group it was used the Person correlation coefficient, and its statistical significance evaluated by Monte Carlo permutation test with 15,000 permutations for each comparisons (Crowley 1992, Paes & Blinder 1995).

Results

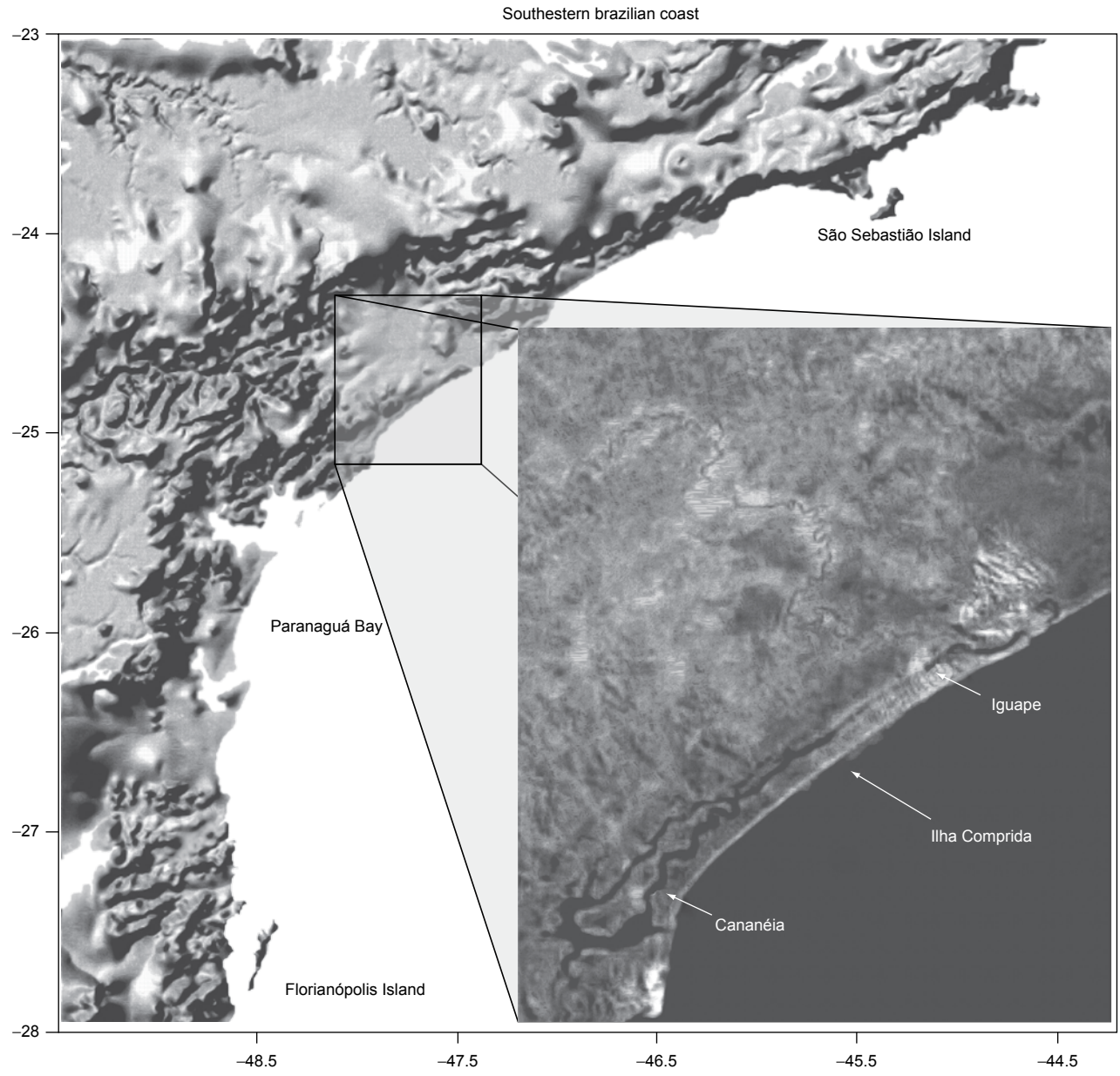


Figure 1. Southestern Brazilian coast with the indication of the Ilha Comprida.

Figura 1. Costa Sudeste do Brasil com a indicação da Ilha Comprida

We counted 205,399 individuals of 52 species during three years of weekly surveys (Table 1). Some 20 species were found to use the area regularly (were recorded in more than 50% of the censuses a and were known to use the beach ecosystem in a daily or regular basis when present) (Figure 2). Some species nested in the nearby mangroves (*Egretta thula*, *Ardea alba*, *Ardea cocoi*, *Bubulcus ibi*, *Phalacrocorax brasilianus*), coastal islands (*Fregata magnificens*, *Sula leucogaster*, *Larus dominicanus*) and dunes (*Haematopus palliatus*, *Athene cunicularia*, *Charadrius collaris*).

The total weekly abundance for each species group was log-transformed and plotted against the time sequence (Figure 3). To explore the relationships among the abundances of the species we used a Pearson correlation coefficient and evaluated its statistical significance by Monte Carlo permutation tests with 10,000 permutations for each comparison (Crowley 1992, Paes & Blinder 1995).

Eight species of gulls and terns were recorded, four were the most abundant and variable and showed numerical differences in the three years: *Larus dominicanus*, *Thalasseus s. eurygnathus*, *T. maximus* and *Sterna hirundinacea*, all nesting in islands not far from Ilha Comprida or to the north. The other four *Sterna hirundo*, *Sterna trudeaui*, *Sterna superciliaris* and *Larus maculipennis* occurred in smaller numbers, but no nesting near Ilha Comprida. *Sterna hirundo*, a northern hemisphere migrant, showed marked seasonal variations along the years but was always rare. The others were migrants from the southern hemisphere.

The most numerous species in the family Charidriidae (Table 2) were *Charadrius collaris*, *Charadrius semipalmatus* and *Vanellus chilensis*, all of which were recorded every month. *Pluvialis dominica* and *Pluvialis squatarola* were more abundant in spring (October and November) We recorded ten species in the family Scolopacidae:

Table 1. Monthly occurrence frequency of birds record at Ilha Comprida beach between January 1999 and December 2001.

Tabela 1. Frequencia de ocorrência mensal das aves registradas na praia da Ilha Comprida entre janeiro de 1999 a dezembro de 2001.

Especie	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	FO
Actitis macularia	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,016
Ardea cocoi	0,0	0,01	0,0	0,0	0,01	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0014
Arenaria interpres	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,001
Bubulcus ibis	0,1	0,0	0,3	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	2,9	0,2	0,1	0,3
Rupornis magnirostris	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,01	0,01	0,0	0,0	0,0	0,0068
Calidris alba	1,0	0,0	0,1	0,1	0,8	0,0	0,0	0,1	3,5	2,2	1,6	1,9	0,89
Calidris canutus	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,4	0,8	0,1	0,016
Calidris fuscicollis	0,2	0,0	0,1	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	1,1	2,2	0,5	0,48
Calidris melanotos	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,03
Casmerodius albus	0,1	0,1	0,1	1,1	0,2	0,2	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,16
Catharacta skua	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,01	0,01	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0034
Cathartes aura	1,3	0,7	2,3	3,7	2,2	1,3	0,6	1,7	1,5	1,6	1,1	1,3	1,47
Ceryle torquaryta	0,0	0,2	0,3	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0089
Charadrius modestus	0,0	0,01	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,01	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00097
Charadrius collaris	0,4	0,4	1,0	1,3	5,5	5,6	4,6	4,1	1,6	0,2	0,1	0,2	1,85
Charadrius semipalmatus	6,0	2,8	4,3	5,0	2,4	1,9	1,3	1,0	6,5	2,0	2,5	1,2	2,86
Chloroceryle americana	0,01	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00097
Colaptes campestris	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,01	0,0	0,014
Columba cayennensis	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0053
Coragyps atratus	5,8	3,2	14,2	14,3	12,4	9,6	6,8	8,8	9,4	7,1	8,0	6,9	8,11
Dendrocygna viduata	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,3	0,1	0,0	0,08
Egretta thula	1,5	1,8	4,4	5,0	4,6	3,2	3,0	2,9	2,6	1,9	1,0	1,3	2,46
Falco femeoralis	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,039
Egretta caerulea	0,0	0,01	0,0	0,0	0,01	0,0	0,0	0,0	0,01	0,0	0,0	0,0	0,0053
Fregata magnificens	4,9	1,8	9,9	8,1	4,0	5,8	11,9	9,9	5,9	7,3	3,8	2,6	5,65
Haematopus palliatus	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,079
Himantopus himantopus	0,0	0,01	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0001
Larus dominicanus	52,0	32,7	24,5	11,9	6,0	12,2	6,6	4,2	7,8	12,7	24,9	45,9	22,32
Larus maculipennis	0,01	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,01	0,0	0,0	0,017
Leucopternis lacernulata	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,01	0,0	0,00097
Milvago chimachima	0,2	0,2	0,4	0,8	0,9	0,6	0,4	0,4	0,4	0,3	0,2	0,2	0,38
Milvago chimango	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,025
Numenius phaeopus	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,02
Nycticorax nycticorax	0,0	0,0	0,0	0,0	0,01	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00004
Phalacrocorax brasilianus	3,2	1,3	1,9	1,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,4	0,4	1,2	0,8
Pluvialis dominica	0,3	0,1	0,4	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,9	0,8	0,5	0,3
Pluvialis squatarola	0,2	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,061
Polyborus carcara	0,2	0,2	0,5	0,9	1,1	0,3	0,6	0,5	0,4	0,4	0,2	0,2	0,39
Rynchops niger	2,5	2,6	2,6	4,5	6,0	2,3	7,8	2,6	2,2	3,2	1,6	1,9	3,08
Speotyto cunicularia	0,1	0,1	0,3	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Thalasseus sandivicens eurygnathus	15,4	46,3	24,8	32,7	42,1	40,5	35,8	48,5	41,4	49,1	38,7	31,1	38,49
Sterna hirundinacea	1,3	0,4	1,4	0,3	0,9	2,2	1,6	0,7	4,4	2,7	8,8	0,0	2,19
Sterna hirundo	0,0	0,6	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,3	0,5	0,3	0,25
Thalasseus maximus	2,2	3,8	4,3	3,0	5,6	11,9	15,9	9,9	4,5	1,2	1,3	2,0	5,23
Sterna superciliaris	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0072
Sterna trudeaui	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0034
Sula leuccogaster	0,0	0,0	0,1	1,3	0,4	0,1	0,2	0,1	0,2	0,1	0,1	0,0	0,16
Syrigma sibilatrix	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0024
Tringa flavipes	0,0	0,0	0,2	0,1	0,2	0,2	0,1	0,2	0,7	0,1	0,0	0,0	0,12
Tringa melanoleuca	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0014
Tringa solitaria	0,0	0,01	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00097
Vanellus chilensis	0,5	0,2	1,3	2,2	4,2	1,9	1,9	3,2	4,2	0,9	0,6	0,2	1,5

Table 2. Total number of the species more abundant counted in all the study. SG - specie group, EC - ecological category (MN - North migration, MS - South migration, M - Local migration, R - Resident). AVG - Abundance average, SD - Standard desviation of abundance, FO - Occurrence frequency), RA - ranking of the abundance in all the study. The group species symbols are the same symbol of the dendogram (Figure 4).

Tabela 2. Número total de espécies mais abundantes contadas durante o período estudado. SG - grupo de espécie, EC - categoria ecológica (MN - migrante do norte, MS - Migrante do Sul, M - migração local, R-residente). AVG - Média da abundância, SD - Desvio padrão da abundância, FO - Freqüência de ocorrência), RA - ranquim de abundancia em todo o estudo. Os símbolos dos grupos de espécies são os mesmos do dendograma (Figura 4).

RA	Species	SG	EC	Total	AVG	SD	FO (%)
1	*Thalasseus s. eurygnathus*	A	M	78994	1089.57	805.22	93.06
2	*Larus dominicanus*	A	R	45931	633.53	421.31	99.31
3	*Coragyps atratus*	A	R	16497	227.54	76.32	100.00
4	*Fregata magnificens*	A	R	11367	156.79	99.57	95.83
5	*Thalasseus maximus*	A	MN	10554	145.57	108.44	87.50
6	*Rynchops niger*	A	R	6340	87.45	81.48	45.14
7	*Charadrius semipalmatus*	A	MN	5888	81.21	62.05	73.61
8	*Egretta thula*	A	R	5080	70.07	20.08	99.31
9	*Sterna hirundinacea*	A	M	4508	62.18	189.58	44.44
10	*Charadrius collaris*	A	R	3774	52.06	32.54	87.50
11	*Vanellus chilensis*	A	R	3066	42.29	31.92	95.14
12	*Cathartes aura*	A	R	2953	41.01	14.27	96.53
19	*Bubulcus ibis*	C	M	618	8.52	22.67	16.67
27	*Dendrocygna viduata*	C	M	166	2.29	7.45	6.94
29	*Pluvialis squatarola*	C	MN	127	1.75	2.61	25.69
30	*Falco femeoralis*	C	R	81	1.13	4.86	14.58
31	*Calidris melanotos*	C	MN	63	0.87	2.17	9.03
32	*Milvago chimango*	C	R	52	0.72	1.71	10.42
33	*Numenius phaeopus*	C	MN	42	0.58	1.46	9.72
34	*Larus maculipennis*	C	MS	35	0.48	2.27	3.47
35	*Ardea cocoi*	C	R	30	0.41	0.71	14.58
36	*Colaptes campestris*	C	MN	29	0.40	2.25	2.08
37	*Actitis macularia*	C	MN	23	0.32	0.83	7.64
38	*Arenaria interpres*	C	MN	23	0.32	0.54	11.11
39	*Sterna superciliaris*	C	M	15	0.21	0.48	5.56
13	*Calidris alba*	B1	MN	1831	25.43	26.49	56.25
14	*Phalacrocorax brasilianus*	B1	R	1658	22.87	18.47	55.56
15	*Calidris fuscicollis*	B1	MN	990	13.66	25.58	37.50
18	*Pluvialis dominica*	B1	MN	634	8.74	7.27	56.94
20	*Sterna hirundo*	B1	MN	527	7.27	13.05	25.69
23	*Calidris canutus*	B1	MN	330	4.55	7.28	25.69
16	*Polyborus carcara*	B2	R	814	11.23	5.47	93.06
17	*Milvago chimachima*	B2	R	790	10.90	3.98	94.44
21	*Sula leuccogaster*	B2	R	347	4.79	9.52	40.28
22	*Casmerodius albus*	B2	R	338	4.66	7.19	57.64
24	*Tringa flavipes*	B2	MN	262	3.61	4.83	39.58
25	*Speotyto cunicularia*	B2	R	213	2.94	2.90	40.97
26	*Ceryle torquaryta*	B2	R	185	2.57	6.69	42.36
28	*Haematopus palliatus*	B2	R	164	2.26	1.61	45.83

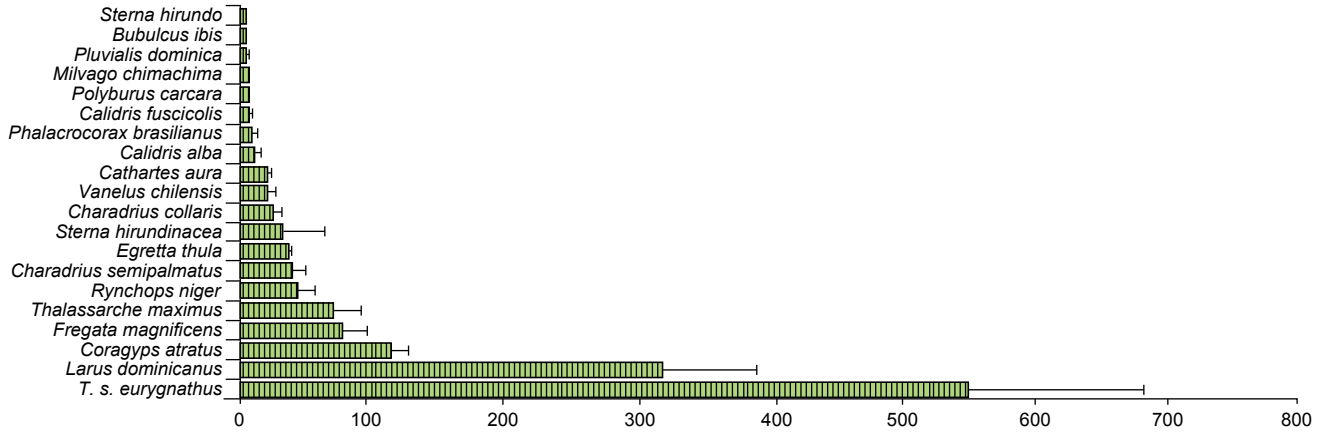


Figure 2. Average for first 20 species more abundant ranking (Weekly average and standard error). This twenty species were 98.77% of the all individuals counts during the period.

Figura 2. Médias das 20 espécies mais abundantes ranqueadas (média semanal e erro padrão). Estas vinte espécies representam 98,77% de todos os indivíduos contados durante o período.

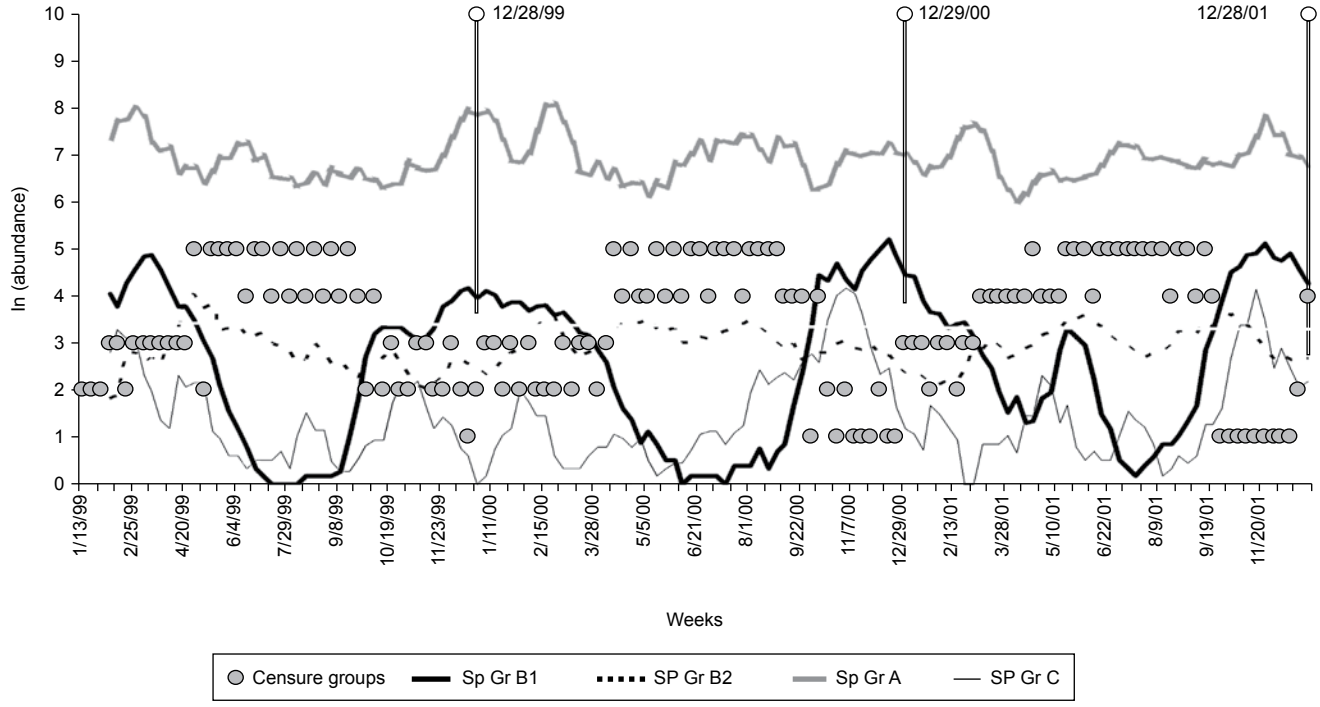


Figure 3. Temporal variation of average abundance (logaritmized) of each one of the groups of species (way r) identified in figure 4. The Points represent the weeks (samples) of each one of the five groups identified in the classification way Q. It is used to advantage scales it in axle Y to identify to the groups of 1 to 5.

Figura 3. Variação temporal da abundância média (logaritmizada) de cada um dos grupos de espécies (modo r) identificados na figura 4. Os pontos representam as semanas (amostras) de cada um dos cinco grupos identificados na classificação modo Q. Aproveita-se a escala no eixo Y para identificar os grupos de 1 a 5.

Actitis macularia, *Arenaria interpres*, *Calidris alba*, *Calidris canutus*, *Calidris fuscicollis*, *Calidris melanotos*, *Numenius phaeopus*, *Trin flavipes*, *Tringa melanoleuca*, and *Tringa solitaria*. All were recorded in larger numbers during the spring (September to November) when arriving from their breeding grounds (Table 1).

During June, July and August there were fewer birds, coinciding with the migration towards the Northern Hemisphere (Figure 3). Our surveys showed that most birds leave Ilha Comprida by the end of June, so most species occur infrequently during December, January and February (Table 1). Twenty-five individuals of *Charadrius semipalmatus* remained during winter (June, July and August), disappearing by mid- August. All were in immature plumage.

We recorded three species of Pelecaniformes: *Sula leucogaster*, *Phalacrocorax brasilianus* and *Fregata magnificens*. The popula-

tion of the *Phalacrocorax brasilianus* increased during the summer (December, January and February) and decreased in winter (June, July and August), but this species is recorded in large numbers in the mangroves of the Cananéia-Iguape-Ilha Comprida estuary throughout the year, suggesting local or regional movements.

The multivariate analysis protocol showed four groups of species (Figure 4). The species group A consisted of most abundant species present throughout the year: *Sterna eurygnatha*, *Larus dominicanus*, *Coragyps atratus*, *Fregata magnificens*, *Sterna maxima*, *Rynchops niger*, *Charadrius semipalmatus*, *Egretta thula*, *Sterna hirundinacea*, *Charadrius collaris*, *Vanellus chilensis* and *Cathartes aura*. Most of these species migrate along the Brazilian coast at least to some degrees. The latter, although nesting in North America, has a significant overwintering population of immature birds that moves along the Brazilian coast, mimicking the patterns of locally breeding species.

The species group C (Figure 4) was formed by species with few records: *Dendrocygna viduata*, *Falco femoralis*, *Larus maculipennis*, *Colaptes campestris*, *Actitis macularia*, *Sterna superciliaris*, *Bubulcus íbis*, *Pluvialis squatarola*, *Calidris melanotos*, *Milvago chimango*, *Numenius phaeopus*, *Ardea cocoi* and *Arenaria interpres*. Some are genuinely uncommon in southern São Paulo (*Calidris melanotos*, *Larus maculipennis*, *Milvago chimango*). *Actitis macularia*, *Pluvialis squatarola*, *Numenius phaeopus*, *Ardea cocoi* and *Arenaria interpres* are common in mangroves. *Milvago chimango*, *Falco femoralis*, *Bubulcus ibis*, are common in scrub and the beach is marginal habitat visited only sporadically.

The species group B1 was formed by species that left Ilha Comprida during the breeding season. Among them, *Calidris alba*, *Phalacrocorax brasilianus*, *Pluvialis dominica*, *Sterna hirundo*, and *Calidris canutus* remained for a shorter time on the island (between 3 and 4 months). With the exception of *Phalacrocorax brasilianus*, all of the species in group one are long-distance migrants that breed in the Northern Hemisphere and arrive on Ilha Comprida in September.

The species group B2 was formed by species that occur regularly during all the year with small seasonal variations of abundance when compared with the B1 group which use Ilha Comprida beach only for foraging: *Polyborus plancus*, *Milvago chimachima*, *Sula leucogaster*, *Ardea alba*, *Tringa flavipes*, *Speotyto cunicularia*, *Ceryle torquata* and *Haematopus palliatus*. The species in group B2 are all nonirruptive, short-distance migrants.

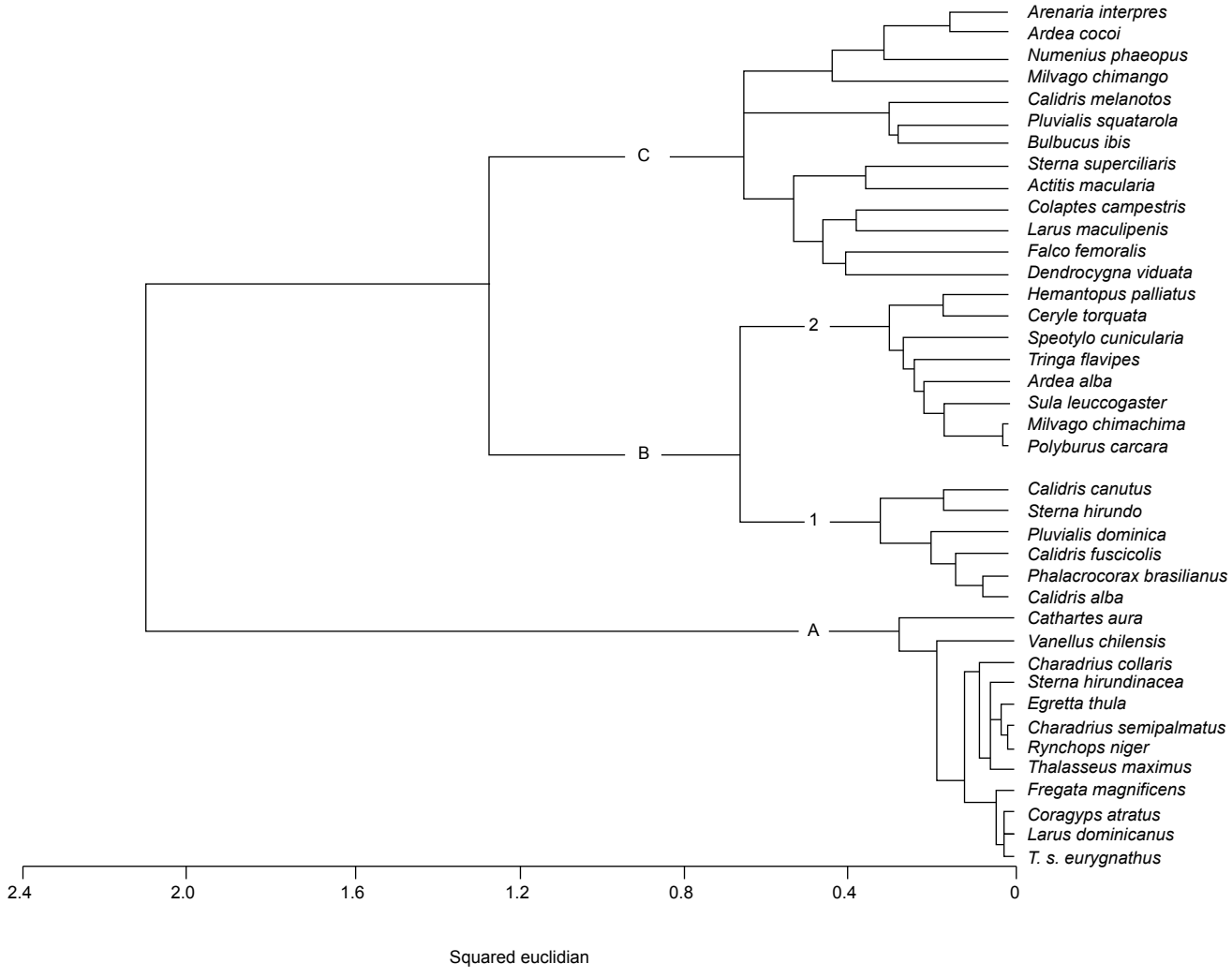


Figure 4. Dendrogram for 39 species record at Ilha Comprida beach.

Figura 4. Dendograma das 39 espécies registradas na praia da Ilha Comprida.

It was possible to observe 5 groups of the fauna in the summers winters and springs. The points in Figure 3 are accurately the weeks that belong to each one of the groups. That they can be seen in axle Y (of 1 the 5), axle Y also serves to show the abundance for group in logarithm scale.

The species of the B1 group have significant negative correlation with the B2 group, or either when a group increases the abundance the other decrease. However the B1 group have significant positive correlation with the group A and B (Table 3).

We found the censused bird community to be only moderately diverse and with low evenness (Table 2), a pattern retained throughout the study. Twenty species accounted for 98.8% of all bird records and many rare species were recorded only a few times or in groups of very few individuals.

Numerically, the most important species during the study period were *Sterna erygnatha*, *Larus dominicanus*, *Coragyps atratus*, *Fregata magnificens*, *Sterna maxima*, *Rynchops niger*, *Charadrius semipalmatus*, *Egretta thula*, *Sterna hirundinacea*, *Charadrius collaris*, *Vanellus chilensis*, *Calidris alba*, *Phalacrocorax brasilianus*, *Calidris fuscicolis*, *Caracara plancus*, *Mivalgo chimachima*, *Pluvialis dominica*, *Bubulcus ibis* and *Sterna hirundo* (Table 2).

Of the visitors and vagrants, about 20 species are represented by only 1-2 records (more than one bird observed together in some cases). Among these are several species considered to be rare in coastal São Paulo State, such as *Catharacta chilensis*, *Charadrius modestus* and *Calidris melanotus*.

Discussion

This study demonstrates that many species of Nearctic shorebirds and terns are absent or less abundant at Ilha Comprida beach during the boreal spring and summer (May, June, July and August). Maximum counts of all Nearctic shorebird migrants combined were roughly twice as high prior to September and October, when arriving from the breeding grounds, than afterwards, even when water levels remained low in early April. Data from specimen records and observations from other areas in Brazil indicate that most Nearctic shorebirds species are less abundant during northbound migration even in areas away from the coast (Barbieri et al. 2000). The data in this work can be disclosing that the species of the Group B1 and B2 are competitor, therefore soon after a reduction in the abundance of the B1 group occurs an increase of the species of the B2 group.

Most study of bird communities have been conducted over short periods and thus provide a "snapshot" view of patterns. In their reviews of experimental studies of competition, Schoener (1983), Connell & Souza (1983), Wiens (1997) and Hubbard & Dugan (2003) found relatively few studies (over all taxa) that were conducted long enough to assess whether or not there was temporal variation in the occurrence of competition. Without long-term data, it is not easy to determine if there are any general patterns to the variation that occurs in bird communities inhabiting different environments (Wiens 1997, Hubbard & Dugan 2003). Moreover, the extent of variability in any particular location may change seasonally and differ among species or guilds (CarrascaL et al. 1987).

Table 3. Correlation of the abundance of the groups of species.

Tabela 3. Correlação da abundância dos grupos de espécies.

	A	B1	B2	C
A	-	0.0066	0.2723	0.2174
B1	0.2013	-	0.0635	0.0000
B2	0.0499	–0.1281	-	0.5065
C	0.0663	0.3123	0.0001	-

For example, locally-breeding *Charadrius collaris* changed significantly in distribution and number of individuals during December, January and February, with fewer birds from September to April. This may be due to the arrival of North American migrants, such as *Charadrius semipalmatus* and *Pluvialis dominica*, which probably compete for food with *Charadius collaris* on the beach and cause it to move inland (Sick 1997). Vooren & Chiaradia (1990) report that *Charadrius collaris* bred in Lagoa do Peixe (RS) between November and January; they fed in a coastal lagoon during this period, but moved to the beach during the winter. Belton (1984) also observed more individuals of this species on the beach during June, July and August than in December January and February.

During winter (June, July and August), some individuals of *Charadrius semipalmatus*, *Pluvialis dominica* and *P. squatarola* can still be seen at Ilha Comprida beach. According to Sick (1997), these birds migrate to North Hemisphere to nest during the austral winter, so the individuals present at Ilha Comprida at that time are probably immature birds (Barbieri & Sato 2000, Olmos & Silva 2001).

There are some studies on waders found along the Brazilian coast (Vooren & Chiaradia 1990, Sick 1997), however, neither the number of individuals nor the preferred areas of occurrence are precisely quantified. Thus, little is known about the preferred resting and/or foraging areas of shorebirds along the Brazilian coast. Our results suggest that Ilha Comprida is a stopover site used by *Charadrius semipalmatus*, *Pluvialis dominica*, *P. squatarola*, *Calidris alba*, *C. canutus*, *C. fuscicolis* and *Sterna hirundo* for resting and foraging during their spring migration back to the Northern Hemisphere (April) and their fall migration to foraging areas in the Southern Hemisphere (September). Belton (1984), Vooren & Chiaradia (1990), Vooren & Brusque (1999), working in Rio Grande do Sul (Brazil) recorded large flocks of these species flying towards the Northern Hemisphere, passing through southern Brazil in April. Flocks of shorebirds begin to arrive on Ilha Comprida at the end of September, reaching a peak in December. From February onwards the abundance of shorebirds decreases, reaching the lowest numbers of individuals in April and May. Belton (1984) recorded that the northern migration of shorebirds returning to the breeding grounds occurred in April-May, consistent with the results of this study.

Our study shows that this zone is a passage and foraging area for *Calidris alba*, *C. canutus*, and *C. fuscicollis* during their migration to the southern areas of South America, such as the Lagoa do Peixe in Brazil and Tierra del Fuego in Argentina. Myers et al. (1990), evaluating the migration routes of the Sanderling (*Calidris alba*), writes that they fly through the Brazilian hinterland to reach Lagoa do Peixe at Rio Grande do Sul, Southern Brazil; however, they do not mention routes along the Brazilian coast. By contrast, Sick (1997) states that *C. alba* is the most abundant arctic sandpiper along Brazilian beaches, occurring along the whole Brazilian coast in small groups. It is even found at night in Copacabana beach, Rio de Janeiro and near Recife city (Pernambuco State) from the end of August to the middle of May, clearly showing a coastal route. Our results show that Ilha Comprida is a stopover area for birds moving along the coast. The recovery of a color band from a Sanderling in the Coroa do Avião (Pernambuco) demonstrates the strong fidelity of this species to its winter site (Neves et al. 2004).

The northbound routes of Nearctic migrants are not known for some species (Hayes & Fox 1991). It is likely that they either migrate northward along the Atlantic coast, or fly nonstop through central South America until they reach the Caribbean at the Atlantic coast or nearby inland areas (Antas 1990). Large concentrations of spring migrants have been reported along the Atlantic coastal of southern

Brazil (Harrington et al. 1986, Vooren & Chiaradia 1990) and in Ilha Comprida (Barbieri et al. 2000, 2003); however, further study is needed on the conservation status of these stopover areas.

The number of shorebirds occurring at Ilha Comprida beach is small in comparison to the numbers reported along coastal areas, like Lagoa do Peixe in Rio Grande do Sul State (Belton 1984, Vooren & Chiaradia 1990) and Coroa do Avião in Pernambuco (Sick 1997, Telino-Junior et al. 2003, Neves et al. 2004). Although large numbers of migrant shorebirds apparently move along the South American coast, they are widely dispersed; there are known "stopover areas" (Myers et al. 1990) in need of special protection (Barbieri et al. 2003).

Many species of migratory birds accumulate the energy necessary for migration at the beaches of the South Brazilian coast (Vooren & Chiaradia 1990). Stopovers on the migratory routes of shorebirds are important links between breeding and non-breeding areas (Myers et al. 1979), supplying the energy needed for continuous migratory flight. In addition, food obtained at stopovers increases energy savings that can be essential for reproductive success when migrants arrive on the breeding grounds (Barbieri & Mendonça 2005).

The expression "stopover" is still widely discussed by several authors. Melvim and Temple (1982) studied the migration of Canada geese (*Branta canadensis*) and defined two types of stopovers based on area fidelity and temporal factors. According to these authors, "traditional" stopovers are the areas used during successive years and for long term periods. "Non-traditional" stopovers are areas chosen opportunistically at the end of a daily flight. These are used during the entire year, but only for a short time period. However, Myers et al. (1990) defines several types of stopovers, based on the number of shorebirds occurring yearly in the area. Hands (1988) defines a foraging area as the place where migrants spend part of the year and accumulate fat; resting areas, by contrast, are locations where migrants accumulate little fat and remain inactive for long periods of time. These definitions are arbitrary, however, if there is an interaction between the two activities.

Numbers of *Thalasseus sandivicens eurygnathus* decreased during the autumn and winter of 1999. This was expected since this species breeds in the winter, nesting from May to July (Efe et al. 2000, 2004). In the autumn and winter of 2000 and 2001, however, numbers of *T. s. eurygnathus* increased. In the same period, the number of individuals at Espirito Santo decreased, suggesting that the events were related. It is possible that some individuals of *T. s. eurygnathus* observed in Ilha Comprida came from Santa Catarina, an island where this species breeds from May to December (Branco 2003).

Thalasseus maximus is considered to be a vulnerable species on the coast of Brazil because the breeding colonies have undergone extensive egg collecting by fishermen (Lista Oficial do IBAMA 2003). Some populations of *T. maximus* nest in the Northern hemisphere and migrate to the Caribbean and northern South America; another population nests in Chubut and Patagonia, Argentina (Yorio et al. 1994, Novelli 1997, Quintana and Yorio 1997, 1999), while another population nests in Africa. This species was recorded throughout the year at Ilha Comprida, where both locally nesting birds and birds coming from southern South America may occur. Neves (1994) has recorded nesting *T. maximus* in Laje de Santos (São Paulo state); however, this is probably not the source of the individuals on Ilha Comprida since the birds that we recorded were not in breeding plumage.

Sterna hirundo occurred only during the hottest months (November, December, January and February) in Ilha Comprida, as well at Praia do Cassino in Rio Grande do Sul (Vooren & Chiaradia 1990, Hays et al. 1997, 1999). Their absence during the winter is expected since *Sterna hirundo* breeds in the Northern Hemisphere. It makes one of the longest migrations of all of the birds found at Ilha Comprida, traveling from Canada to Brazil each year (Harrington et al. 1986, Novelli 1997). According to Sick (1997), these birds are regular visitors on the Brazilian coast. The presence of *S. hirundo* at Ilha Comprida beach suggests that they use the island as a stopover point while migrating to their wintering grounds in southern South America (Vooren & Chiaradia 1990).

Besides known long-range migrants (*Thalasseus maximus*, *Tringa flavipes*, *Charadrius semipalmatus*, *Calidris alba*, *C. fuscicollis*, *C. canutus*) many species show marked population changes because migrations. However the population, decrease during the austral winter but not a complete disappearance. Among these are *Numenius phaeopus*, *Pluvialis dominica*, *P. squatarola*, *Thalasseus maximus*, *Calidris canutus*, *Tringa flavipes* and *Charadrius semipalmatus*. During austral winter, some individuals this species can still be seen at Ilha Comprida beach. According to Sick (1997), these birds migrate to the Northern Hemisphere for reproduction during the winter, so their presence in Ilha Comprida in this season suggests that they are immature individuals who don't follow their routes, as already mentioned by Barbieri & Mendonça (2005), Belton (1984), and Vooren & Chiaradia (1990), regarding other migratory birds.

Individuals of many species move en masse from one habitat to another and back again repeatedly during their life. The timescale involved may be hours, days, months or years. In some cases, these movements have the effect of maintaining the organism in the same type of environment. This is the case in the movement of shorebird on a shoreline: they move with the advance and retreat of the tide. In other cases, diurnal migration may involve moving between two environments: the fundamental niches of these species can only be satisfied by alternating life in two distinct habitats within each day of their lives (Begon et al, 2006), for example *Bulbucus ibis*, *Milvago chimachima*, *Polyborus carcara*, *Falco femeoralis*, *Dendrocygna viduata* and *Vanelus chilensis*.

Barbieri & Mendonça (2005) report the *V. chilensis* presence at Ilha Comprida beach was constant during all seasons, with higher densities during spring. Other authors mention the species occurrence all year, as demonstrated by Schiefler & Soares (1995) in analysis on the birds of Navegantes and Laguna (Santa Catarina State) beaches, where the constancy of *V. chilensis* in all seasons in 1994 was mentioned. Nascimento & Lazarrabal (2000), in research with shorebirds in Barra de Cunhau' (Rio Grande do Norte state), also observed that this species was constant all year, presenting high densities at the beach during October and November (spring). During the years studied, some small flocks of *V. chilensis* were seen feeding at the beach, although some authors such as Schiefler & Soares (1995) assure that the seaside region is used only as a resting place.

We conclude that the abundance of birds at Ilha Comprida varied substantially during the study period of three years, especially on a local scale. Many factors may contribute to this variation, including changes in habitat, habitat selection, behavior, food resources, site fidelity, predation, the population of source areas, or weather conditions during winter, migration, or breeding. Ilha Comprida is one of the very few barrier islands in eastern Brazil with habitat suitable to shorebirds. As such, it is a stopover area of great regional and international importance for migratory North American shorebirds.

References

ANTAS, P.T.Z. 1990. Status and conservation breeding in Brasilian waters. In: Seabird status and conservation: a supplement (J.P. Croxal, ed.). ICBP Techinical, Cambridge, p.140-158. Publication 11.

BARBIERI, E., MENDONÇA, J.T. & XAVIER, S.C. 2000. Distribuição da batuira-de-bando (*Charadrius semipalmatus*) ao longo do ano de 1999 na praia da Ilha Comprida. Not. Técn. Fac. 4(1):69-76.

BARBIERI, E., MENDONÇA, J.T. & XAVIER, S.C. 2003. Importance of Ilha Comprida (São Paulo State, Brazil) for the sanderlings (*Calidris alba*) migration. J. Coast. Res. (35 special issue):121-130.

BARBIERI, E. & MENDONÇA, J.T. 2005. Distribution and abundance of Charadriidae at Ilha Comprida. São Paulo. Brazil. Jour. Coast. Resear. 21(2):1-10.

BARBIERI, E. & PINNA, F.V. 2005. Distribuição da batuíra-de-coleira (*Charadrius collaris*) durante o período de 1999 a 2001 na praia da Ilha Comprida. Ararajuba 13(2):25-31.

BARBIERI, E. & PINNA, F.V. 2007. Distribuição do trinta-reis-real (*Thalasseus maximus*) durante 2005 no estuário de Cananéia-Iguape-Ilha Comprida. Ornitol. Neotrop. 18(1):99-110.

BARBIERI, E. 2007. Seasonal abundance of shorebirds at Aracaju, Sergipe, Brazil. Wader Study Group Bull 113(3):40-46.

BARBIERI, E. 2008. Variação sazonal do gaivotão (*Larus dominicanus*) durante o ano de 2005 no estuário de Cananéia-Iguape-Ilha Comprida, São Paulo. Biota Neotrop. 8(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n2/pt/abstract?article+bn01708022008 (último acesso em 30/07/2008)

BRANCO, J.O. 2003. Reprodução de aves marinhas nas Ilhas costeiras de Santa Catarina, Brasil. Rev. Bras. Zool. 20(4):619-623.

BELTON, W. 1984. Birds of Rio Grande do Sul, Brasil. Part I. Rheidae through Furmariidae. Bull. Amer. Mus. Nat. Hist. 178(1):389-636.

BOCARD, D. & LEGENDRE, P. 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. Ecol. Model. 153(2):51-68

CARRASCAL, L.M., POTTE, J. & SANCHEZ-AGUADO, F.J. 1987. Spatio-temporal organization of the bird communities in two mediterranean montane forest. Holarct. Ecol. 10(1):185-192.

CONNELL, J.H. & SOUZA, W.P. 1983. On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. The Am. Naturalist 121(2):789-824.

CODY, M.L. 1981. Habitat selection in birds: the role of vegetation structure, competitors, and productivity. Bio. Sci. 31(1):107-111.

CROWLEY, P.H. 1992. Resampling methods for computation-intensive data analysis in ecology and evolution. Annu. Rev. Ecol. Syst. 23(2):405-447.

EFE, M.A. 2004. Aves marinhas das Ilhas do Espírito Santo. In Aves marinhas e Insulares Brasileiras: Biologia e Conservação. (Branco, J.O. org.). Ed. Univali, Itajai, 266p.

EFE, M.A., NASCIMENTO, J. I. NASCIMENTO, J. L.S. & MUSSO, E.C. 2000. Distribuição e Ecologia Reprodutiva de *Sterna sandvicensis eurygnatha* no Brasil. Melapsithacus 3(1):110-121.

FAITH, D.P., MINCHIN, P.R. & BELBIN. L. 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. Vegetation 69(1):57-68.

HANDS, H.M. 1988. Ecology of migrant shorebirds in northeastern missiouri. M.Sc. Thesis, Univ. Missouri., Columbia, MO, 130p.

HARRINGTON, B.A., ANTAS, P.T.Z. & SILVA, E.F. 1986. Observations of common Terns in Southern, Brasil, 29 April-3 May 1984. J. F. Ornithol. 57(3):222-224.

HAYS, H., DICOSTANZO, J., CORMONS, G., ANTAS, P.T.Z., NASCIMENTO, J.L.X. & BREMER, R.E. 1997. Recoveries of Roseate and Common Terns in South America . J. F. Ornithol. 68(2):79-90.

HAYS, E.F. & FOX, J.A.. 1991. Seasonality, habitat use, and flock sizes of shorebirds at the Bahia de Asuncion, Paraguay. Wilson Bull. 103(4):637-649.

HAYS, H., LIMA, P., MONTEIRO, I., DICOSTANZO, J., CORMMONS, G., NISBER, I.C.T., SALIVA, J.E., SPENDELOW, J.A., BURGE, J., PIERCE, J. & GOCHFIELD, M. 1999. A nombreeding concentration of roseat and Common Terns in Bahia, Brazil. J. F. Ornithol. 70(2):455-465.

HUBBARD, D.M. & DUGAN, J.E. 2003. Shorebird se of an exposed sandy beach in southern California. Estuarine, Coastal and Shelf. Sci. 58(2):169-182.

LEGENDRE, L. & LEGENDRE, P. 1998. Numerical Ecology. Developments in environmental modeling, 20. 2 ed. Elsevier, New York, 853p.

MCWHINTER, D.W. & BEAVER, D.L. 1977. Birds of the capital count area of Michigan, whith seassonal and historical analyses. Biol. Series East Lansing 5(2):353-442.

MILLIGAN, G.W. & COOPER, M.C. 1987. Methodological review: clustering methods. Appl. Psychol. Meas. 11(2):329-354.

MYERS, J.P., CONNORS, P.G. & PITELKA, F.A. 1979. Territory size in wintering Sanderlings: the effects of prey abundance and intruder density. The AUK 96(2):551-561.

MYERS, J.P., SALLABERRY, M.A., ORTIZ, E., CASTRO, G., GORDON, I.M., MARON, J.L., SCHICK, C.T., TABILO, E., ANTAS, P.T.Z. & BELOW, T. 1990. Migration routes of new world sanderlings (*Calidris alba*). The AUK 107(1):172-180.

NEVES, T.S. 1994. Ocorrência de atividade reprodutiva de *Sterna maxima* (Laridae - Charadriiformes) no Parque Estadual Marinho Laje de Santos, SP. Resumos do XX Congresso Brasileiro de Zoologia. Rio de Janeiro, 288p.

NEVES, R.M.I., JÚNIOR, S.M.A., JÚNIOR, W.R.T. 2004. Monitoramento do maçarico-branco, Calidris alba (Pallas) (Aves, Scolopacidae), através de recuperação de anilhas coloridas, na Coroa do Avião, Igarassu, Pernambuco, Brasil. Rev. Bras. Zool. 21(2):319-324.

NOVELLI, R. 1997. Aves Marinhas costeiras do Brasil: Identificação e Biologia. (Ivo Manica ed.). Cinco Continentes Editora, Porto Alegre, 92p.

OLMOS, F. & SILVA, S.R. 2001. The avifauna of a southeastern Brazilian mangrove swamp. I. J. Ornith. 2(3-4):137-206.

ORR, R.T. 1996. Biologia dos vertebrados. 5 ed. Editora Roca Ltda, São Paulo, p. 508.

PAES, E.T. & BLINDER, P. 1995. Modelos Nulos e processos de aleatorização: algumas aplicações em ecologia de comunidades. In (Peres-Neto, P., Valentin, J. and Fernadez, F. eds.). *Oecologia Brasiliensis*: Tópicos em Tratamento de Dados Biológicos. Oecol. Brasil. 2 (1): 119-139.

QUINTANA, F. & YORIO, E.P. 1997. Breeding biology of Royal and Cayenne Terns at a mixed-species colony in Patagonia. Wilson Bull. 109(3):650-662.

QUINTANA, F. & YORIO, E.P. 1999. Kleptoparasitism by Kelp Gulls on Royal and Cayanne Terns at Punta Leon, Argentina. J. F. Ornithol. 70(3):337-342.

ROSSI-WONGTSHOWSKI, C. & PAES, E.T. 1993. Padrões espaciais e temporais da comunidade de peixes demersais do Litoral norte do estado de São Paulo, Ubatuba, Brasil. Publ. Esp. Inst. Oceanogr USP 10(1):169-186.

SHEPHERD, G.J. 1995. Fitopac 1. Programa para Classificação e Ordenação. Manual do Usuário. Depto. de Botânica IB da UNICAMP, Campinas, 17p.

SICK, H. 1997. Ornitologia brasileira. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro, 868p.

SOARES, M.E. & SCHIEFLER, A. 1995a. Reprodução de *Larus dominicanus* (Aves, Laridae) na Ilhota da Galheta, Laguna, SC, Brasil. Arquiv. Biol. Tecnol. 38(2):313-316.

SOARES, M.E. & SCHIEFLER, A F. 1995b. Aves da Ilhota Galheta. Laguna, SC, Brasil. Arquiv. Biol. Tecnol. 38(4):1101-1107.

SCHOENER, T.W. 1983. Field experiments on interspecific competitions. Americ. Natural. 122:(2)240-285.

TELINO-JUNIOR, W.R., AZEVEDO-JUNIOR. S.M. & NEVES, R.M. 2003. Censo de aves migratórias (Charadridae, Scolopacidae e Laridae) na coroa do Avião, Igarassu, Pernambuco, Brasil. Rev. Bras. Zool. 20(3):451-456.

VOOREN, C.M. & BRUSQUE, L.F. 1999. Avaliação e Ações Prioritárias Para a Conservação da Biodiversidade da Zona Costeira e Marinhas: Diagnóstico Sobre Aves Do Ambiente Costeiro Do Brasil: http://www.bdt.fat.org.br/workshop/costa/aves. (último acesso em 30/08/2004).

VOOREN, C.M. & CHIARADIA, A.F. 1990. Seasonal abundance and behaviour of coastal birds on Cassino Beach, Brazil. Ornitol. Neotro. 1(1):9-24.

YORIO, P., QUITANA, F., CAMPAGNA, C., HARRIS, G. 1994. Diversidad, abundancia y dinamica espacio-temporal de la colonia mixta de aves marinas en Punta Leon, Patagonia. Ornitol. Neotro. 5(1):69-77.

WIENS, J.A. 1997. The ecology of bird communities: Processes and variations. University Press, Cambrige, 316p.

Data Received 11/01/07
Revised 15/06/08
Accepted 01/07/08

Frog diversity in the Floresta Nacional de Chapecó, Atlantic Forest of southern Brazil

***Elaine Maria Lucas*[1,3] *& Vanessa Barbisan Fortes*[2]**

[1]*Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências,*
Universidade de São Paulo – USP,
CP 11461, CEP 05508-900, São Paulo, SP, Brasil, http://www.ib.usp.br
[2]*Centro de Ciências Agro-Ambientais e de Alimentos,*
Universidade Comunitária Regional de Chapecó – Unochapecó,
Rua Senador Atílio Fontana, 591E, CEP 89809-000, Chapecó, SC, Brasil, https://www.unochapeco.edu.br
[3]*Corresponding author: Elaine Lucas, e-mail: elaine_mlucas@yahoo.com.br*

LUCAS, E.M. & FORTES, V.B. **Frog diversity in the Floresta Nacional de Chapecó, Atlantic Forest of southern Brazil.** Biota Neotrop., 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?article+bn00508032008.

Abstract: The Atlantic Forest is considered one of the world's biological diversity hotspots but is nevertheless increasingly threatened with the rapid destruction and fragmentation of its natural areas. In the state of Santa Catarina, southern Brazil, remnants of the mixed ombrophilous forest and seasonal deciduous forest exist as islands within large areas of agriculture, pastures and human settlements. Here we present information on species richness and habitat use by anurans in the Floresta Nacional de Chapecó, located in the western portion of the state of Santa Catarina. Anurans were surveyed by active search of potential reproductive sites from December 1998 to December 2001. A total of 29 species were recorded, most of which have a known distribution restricted to southern Brazil and adjacent countries (Argentina, Paraguay, and Uruguay) and use open areas for reproduction. The species composition was most similar to other areas of mixed ombrophilous forest and seasonal deciduous forest from the extreme south of Brazil. The information in this study may support the implementation of conservation and management strategies in the area.
Keywords: *amphibians, habitat use, mixed ombrophilous forest, Santa Catarina, Brazil.*

LUCAS, E.M. & FORTES, V.B. **Diversidade de anuros na Floresta Nacional de Chapecó, Floresta Atlântica do sul do Brasil.** Biota Neotrop., 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?article+bn00508032008.

Resumo: A Floresta Atlântica é um dos hotspots mundiais de diversidade biológica, mas se encontra cada vez mais ameaçada devido a rápida destruição e fragmentação das áreas naturais. No Estado de Santa Catarina, os remanescentes de Floresta Atlântica formam ilhas em meio a amplas áreas de cultivo agrícola, pastagens e habitações humanas. Neste estudo, apresentamos informações sobre a riqueza de espécies e uso do ambiente pelos anuros na Floresta Nacional de Chapecó (FNC), localizada nos municípios de Guatambú e Chapecó, Estado de Santa Catarina. A coleta de dados foi realizada entre dezembro de 1998 e dezembro de 2001. Os registros foram realizados por meio de busca ativa em sítios potencialmente utilizados para a reprodução das espécies. Foram registradas 29 espécies de anuros. A maioria das espécies registradas apresenta distribuição geográfica restrita ao sul do Brasil e países vizinhos (Argentina, Paraguai e Uruguai), e utilizam áreas abertas para a reprodução. A composição de espécies da FNC foi mais similar a outras áreas de floresta ombrófila mista e floresta estacional decidual do extremo sul do Brasil. As informações deste estudo podem auxiliar na implementação de estratégias de conservação e manejo da área.
Palavras-chave: *anfíbios, uso de ambiente, floresta ombrófila mista, Santa Catarina, Brasil.*

Introduction

Brazil is the country with the greatest frog diversity in the world, with almost 800 species described (Silvano & Segalla 2005, SBH 2005). The Atlantic Forest has a significant portion of this diversity as well as a high level of endemism (Silvano & Segalla 2005). Nearly half the Brazilian species occur in this biome, of which 327 (81%) are endemic and 137 (34%) are known only from their type locality (Haddad & Prado 2005). Nevertheless, the Atlantic Forest is seriously endangered, with only 7 to 8% of its original cover remaining (Galindo-Leal & Câmara 2003). Many species were probably eliminated with the fragmentation and loss of natural habitats even before they were known (Morellato & Haddad 2000). It was estimated that only in the state of Santa Catarina, 2,050 km^2 of the Atlantic Forest remnants disappeared between 1985 and 2000 (Hirota 2003). Most of the state is covered by mixed ombrophilous forest, which is one of the most affected and seriously endangered vegetation types in southern Brazil, having been reduced to about 9% if its original area (Hirota 2003).

In general, few studies of anuran diversity have been carried out in mixed ombrophilous forest and seasonal deciduous forest (e.g. Kwet & Di-Bernardo 1999, Conte & Machado 2005, Conte & Rossa-Feres 2006, Cechin 2002). Studies in the state of Santa Catarina are concentrated in areas of dense ombrophilous forest, in the eastern region of the state (Garcia 1996, Garcia & Vinciprova 1998, Garcia et al. 2003, Kwet 2006). Due to the scarcity of studies, the remnants of mixed ombrophilous forest and seasonal deciduous forest in the western portion of the state have been indicated as priority areas for herpetofaunistic inventories (Haddad & Abe 2000).

In this study, we describe the anuran species richness and habitat use by the species in the Floresta Nacional de Chapecó (FNC), a remnant area of the interior Atlantic Forest in southern Brazil. In addition, we characterize the fauna from a biogeographical point of view. Knowledge regarding anuran diversity in the FNC is important in the development of conservation and management strategies for this area.

Materials and Methods

1. Study area

The study was carried out in the Floresta Nacional de Chapecó (FNC), in the western region of the state of Santa Catarina, southern Brazil. The FNC consists of 1.606 ha divided into two areas (Areas I and II, Figure 1). Area I is located in the municipality of Guatambu (27° 05' 19.9'' S and 52° 46' 47.3'' W; 1,297.3 ha) and Area II, in the municipality of Chapecó (27° 11' 08.4''S and 52° 37' 09.8'' W; 309.3 ha). According to the Köpen classification, the climate in the region is Cfb, i.e. mesothermal humid subtropical (Nimer 1989). Mean maximum temperature is 19 °C and mean minimum is 10.1 °C; mean annual precipitation for the period 1973 to 1990 was 1,954 mm, evenly distributed throughout the year (IBAMA 1998). The natural vegetation in the FNC is composed of mixed ombrophilous forest (IBAMA 1998) and seasonal deciduous forest.

About half (46%) of Area I is occupied by plantations of exotic pine (*Pinus elliottii* and *Pinus taeda*), eucalyptus, and Brazilian pine (*Araucaria angustifolia*), with the remainder composed of native secondary vegetation. There are many small streams with muddy bottoms throughout the area. The most important large river is the Rio Tigre, which contributes for the formation of a reservoir located at the southern edge of the reserve. Two artificial lakes surrounded by grass and with muddy bottoms are located near the administrative headquarters.

Area II has 286.9 ha (92.7%) of native forest, 14.2 ha (4.6%) of exotic pine stands and about 8 ha (2.6%) of clearings. The native area is composed of secondary mixed ombrophilous forest, and most of the area planted with exotic pines has an understory of native vegetation. The interior contains springs and small streams with muddy and/or rocky bottoms. There is an artificial lake close to the reserve's access road that has a muddy bottom and is surrounded by grass.

The area sampled was divided into 1) open area, 2) edge and interior of the exotic pine stands, and 3) edge and interior of the native forest. The open areas consist of artificial lakes located in areas exposed to anthropogenic influence. We considered edge areas to be the forest strip (native forest and exotic pine stands) up to 20 m in from the boundary of the fragment. The bodies of water near the edges were typically artificial lakes, and on rainy days, near small, temporary ponds. The interior of the exotic pine stands contained mud-bottomed streams and temporary ponds, whereas the interior of the native forest, contained streams with muddy or rocky bottoms.

2. Data collection and analysis

Field expeditions to the two areas were conducted one day per month during the cold months (May to August) and at least two days per month during the warm months (September to April). In Area I, diurnal and nocturnal samples were conducted from December 1998 to September 2000, and in Area II from October 2000 to December 2001. The species were recorded by means of vocalizations and direct observation of individuals, using headlamps at night (Crump & Scott 1994). The geographic distribution of the native species was based on information found in the literature (Langone 1994, Kwet & Di-Bernardo 1999) and databases available on-line (IUCN 2006, Frost 2007).

To check the sufficiency of the samples, species accumulation curves and richness estimators (Chao 2, Jacknife 1, Jacknife 2, Bootstrap), were performed for each sample area, and for both areas together, using the program EstimateS 7.5.0 (Colwell 2005). The sampling units correspond to the months of collection. The constancy of species occurrence was checked using the index C of Dajoz (1972):

$$C = I \times 100/L \quad (1)$$

where C = the constancy of species occurrence; I = number of sampling days on which a species was recorded; and L = total number of sampling days. Based on the C values, the following categories were distinguished: constant species (present on more than 50% of the sampling days), frequent species (present on 25 to 50% to sampling days, and infrequent species (present on less than 25% of the sampling days).

The species composition at the Floresta Nacional de Chapecó (Areas I and II) was compared to that from other two localities of mixed ombrophilous forest (Pró-Mata - São Francisco de Paula, RS, Kwet & Di-Bernardo 1999; Tijucas do Sul, PR, Conte & Machado 2005); one locality of mixed ombrophilous forest and dense ombrophilous forest (São José dos Pinhais, PR, Conte & Rossa-Feres 2006); one area of seasonal deciduous forest (Quarta Colônia, RS, Cechin 2002); five areas of dense ombrophilous forest (Goiapaba-Açu, ES, Ramos & Gasparini 2004; Intervales, Sete Barras, SP, C.F.B. Haddad, unpublished data; Juréia, Iguape, SP, Pombal & Gordo 2004; Núcleo Santa Virgínia, São Luiz do Paraitinga/Natividade da Serra, SP, C.F.B. Haddad & M. Hartmann, unpublished data; Picinguaba, SP, Hartmann 2004); three areas of predominantly seasonal semideciduous forest (Atibaia, SP, C.F.B. Haddad, unpublished data; Campinas, SP, C.F.B. Haddad, unpublished data; Serra do Japi, SP, Haddad & Sazima 1992); three localities of open savannas (Itirapina, SP, Brasileiro et al. 2005; Silvânia, GO, Bastos et al. 2003; Manso, MT, Strussmann 2000); and

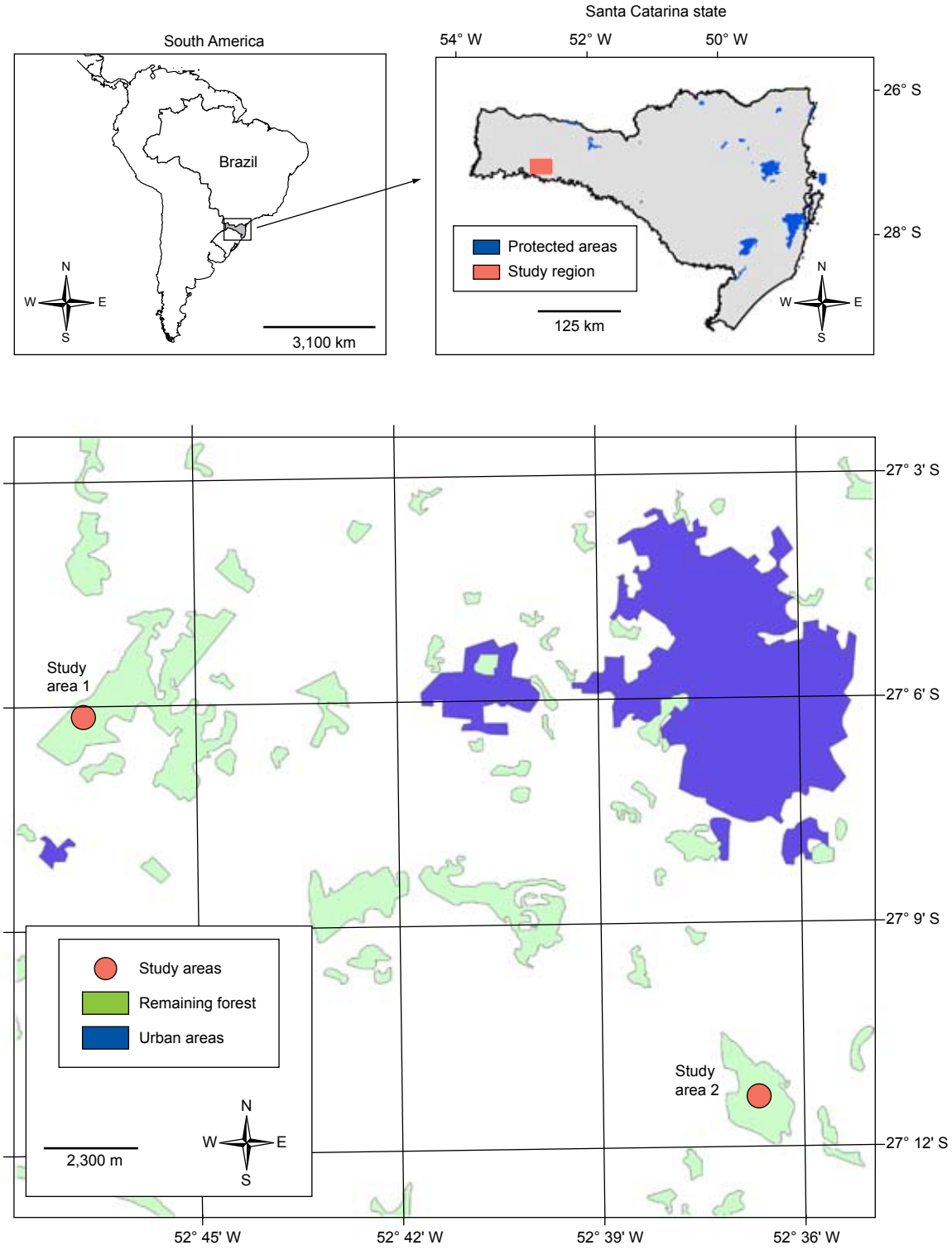


Figure 1. Map of Brazil showing the Floresta Nacional de Chapecó and study sites (Area I - 27° 05' 19.9'' S and 52° 46' 47.3'' W, municipality of Guatambu, and Area II - 27° 11' 08.4''S and 52° 37' 09.8'' W, municipality of Chapecó), Santa Catarina state, southern Brazil.

Figura 1. Mapa do Brasil mostrando a localização da Floresta Nacional de Chapecó e os locais de amostragem (gleba I - 27° 05' 19.9'' S e 52° 46' 47.3'' W, município de Guatambu, e gleba II - 27° 11' 08.4'' S e 52° 37' 09.8'' W, município de Chapecó), Estado de Santa Catarina, sul do Brasil.

one coastal ecosystem (Lagoa do Peixe, RS, Loebmann & Vieira 2005). We compared localities with respect to the species composition using the Sorensen coefficient (Wolda 1981) followed by cluster analysis using the WPGMA method (Sneath & Sokal 1973), implemented in the program MVSP (Kovack 1999). We used linear regression to determine whether the similarity in species composition, measured by the Sorensen coefficient, between the Floresta Nacional de Chapecó and other study areas was related to the linear distance between our

study area and other areas, with a significance level of $p < 0.05$ (Zar 1999). The reference used for the calculation of the geographical distances was Area I, located about 11 km from Area II. The analyses were performed using BioEstat 3.0 program (Ayres et al. 1998). The species were identified by specialists, or by the use of identification guides (Straneck et al. 1993, Langone 1994, Kwet & Di-Bernardo 1999, Achaval & Olmos 2003) and comparison with specimens deposited in the scientific collections of the Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP) and the Coleção Célio Fernando Baptista Haddad (CFBH) of the Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, São Paulo state (CFBH). Taxonomic classification of the species followed those suggested by Faivovich et al. (2005) and Frost et al. (2006). Voucher specimens were deposited in the MZUSP and the CFBH.

Results

Twenty-nine anuran species were recorded, 26 of which were found inside the boundaries of the reserve, and three in the surrounding area. Nineteen species were recorded in Area I and 24 in Area II (Table 1). The species recorded belong to eight families and 15 genera (Table 1): Bufonidae (two genera; three species), Centrolenidae (one

Table 1. Anuran species recorded in Areas I and II at the Floresta Nacional de Chapecó and surrounding area, habitat use, frequency of occurrence from December 1998 to December 2001, and species general geographic distribution pattern. OA = open area; IP = interior of the pine stand; EP = edge of pine stand; IN = interior of native forest; EN = edge of native forest; CT = constant species; FR = frequent species; and IN = infrequent species; W = wide distribution in Brazil and/or South America; S = distribution restricted to southern Brazil, Argentina, Paraguay, and Uruguay.

Tabela 1. Espécies de anuros registradas nas glebas I e II da Floresta Nacional de Chapecó e arredores, ambiente de registro, freqüência de ocorrência no período de dezembro de 1998 a dezembro de 2001 e padrão geral de distribuição geográfica. OA = área aberta; IP = interior de plantio de *Pinus*; EP = borda de plantio de *Pinus*; IN = interior de floresta nativa; EN = borda de floresta nativa; CT = espécies constantes; ER = espécies freqüentes; AD = espécies infreqüentes; W = ampla distribuição geográfica no Brasil e/ou América do Sul; S = distribuição geográfica restrita ao sul do Brasil, Argentina, Paraguai e Uruguai.

Family/species	Area		Habitat					Occurrence			Distribution	
	I	II	OA	IP	EP	IN	EN	CT	FR	IN	W	S
BUFONIDAE												
Rhinella henseli (Lutz, 1934)	x	x	x	-	-	-	-	-	-	x	-	x
Rhinella icterica (Spix, 1824)	x	x	x	-	-	-	-	-	-	x	x	
Melanophryniscus sp. 1	-	x	-	x	x	-	-	-	-	x	-	x
CENTROLENIDAE												
Hyalinobatrachium uranoscopum (Muller, 1924)	-	x	-	-	-	x	x	-	-	x	x	x
CYCLORAMPHIDAE												
Limnomedusa macroglossa 2 (Duméril & Bibron, 1841)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Odontophrynus americanus (Duméril & Bibron, 1841)	x	x	x	x	x	-	-	-	-	x	x	-
Proceratophrys bigibbosa (Peters, 1872)	x	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	x
HYLIDAE												
Aplastodiscus perviridis Lutz in Lutz, 1950	x	x	-	x	-	x	x	x	-	-	x	-
Dendropsophus minutus (Peters, 1872)	x	x	x	-	x	-	x	x	-	-	x	-
Hypsiboas aff. *semiguttatus* 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
Hypsiboas albopunctatus (Spix, 1824)	x	-	x	-	-	-	-	-	-	x	x	-
Hypsiboas faber (Wied-Neuwied, 1821)	x	x	x	-	x	-	x	-	x**	x*	x	-
Hypsiboas leptolineatus (Braun & Braun, 1977)	x	x	x	-	-	-	-	x**	-	x*	-	x
Phyllomedusa tetraploidea 2 Pombal & Haddad, 1992	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
Scinax aromothyella (Faivovich, 2005)	x	x	x	x	x	-	-	-	-	x	-	x
Scinax catharinae (Boulenger, 1888)	-	x	-	x	x	-	-	-	-	x	-	x
Scinax fuscovarius (Lutz, 1925)	x	x	x	-	-	-	-	-	x	-	x	-
Scinax granulatus (Peters, 1871)	-	x	-	-	x	-	-	-	x	-	-	x
Scinax perereca Pombal, Haddad & Kasahara, 1995	-	x	x	-	-	-	-	-	x	-	-	x

Table 1. Continued...

Family/species	Area		Habitat					Occurrence			Distribution	
	I	II	OA	IP	EP	IN	EN	CT	FR	IN	W	S
Scinax squalirostris (Lutz, 1925)	-	x	x	-	-	-	-	-	-	x	x	-
LEIUPERIDAE												
Physalaemus cuvieri Fitzinger, 1826	x	x	x	x	x	x	x	x	-	-	x	-
Physalaemus aff. *gracilis*	x	x	x	x	x	x	x	x	-	-	x	-
LEPTODACTYLIDAE												
Leptodactylus fuscus (Schneider, 1799)	x	x	x	-	-	-	-	-	x*	x**	x	-
Leptodactylus gracilis (Duméril & Bibron, 1841)	x	x	x	-	-	-	-	-	-	x	-	x
Leptodactylus mystacinus (Burmeister, 1861)	x	-	-	x	-	-	-	-	-	x	x	-
Leptodactylus cf. *ocellatus*	x	x	x	-	-	-	-	x	-	-	x	-
Leptodactylus plaumanni Ahl, 1936	x	x	x	-	-	-	-	-	x	x	-	x
MICROHYLIDAE												
Elachistocleis bicolor (Guérin-Méneville, 1838)	x	x	x	-	-	-	-	-	-	x	-	x
RANIDAE												
Lithobates catesbeianus (Shaw, 1802)	x	x	x	x	x	x	x	x	-	-	-	-
Total of species	20	24	19	9	10	6	7	7	6	17	15	13

1) Species of the *tumifrons* group, in the process of being described (D. Baldo, unpublished data); and 2) Species recorded outside the boundaries of the FNC; * = Area I, ** = Area II.

1) Espécie do grupo *tumifrons*, em processo de descrição (D. Baldo, com. pessoal); e 2) espécie registrada no entorno da FNC; * = gleba I, ** = gleba II.

genus; one species), Cycloramphidae (three genera; three species), Hylidae (five genera; 13 species), Leptodactylidae (one genus; five species), Leiuperidae (one genus; two species) and Microhylidae (one genus; one species), and one exotic species from the family Ranidae (*Lithobates catesbeianus*).

Nine species (34.6% of the total) were found in all of the environments sampled in the two areas. In the open areas we found 19 species (73.1% of the total), with 12 (46.1% of the total) being observed exclusively in this environment (Table 1). In the area of exotic pine stands, nine species (34.6%) were observed at the edges, and nine (34.6%) in the interior of the stands. In the native forest, seven species (26.9%) were found at the edges and seven (26.9%) in the interior (Table 1). In the interior of the native forest we recorded *Scinax catharinae, Proceratophrys bigibbosa, Hyalinobatrachium uranoscopum, Physalaemus cuvieri, Aplastodiscus perviridis* and, on one occasion, we found the exotic species *Lithobates catesbeianus. Scinax catharinae* was also recorded in a stream inside the exotic pine stand with a sub-forest of native vegetation. Only *P. bigibbosa* and *H. uranoscopum* were found exclusively in the interior of the native forest areas, in streams in Areas I and II, respectively. *Proceratophrys bigibbosa* occurred in a mud-bottomed stream and *Hyalinobatrachium uranoscopum* was found in a stream with a rocky bottom, which stretches from the FNC flows through an open area. Few individuals (two to five) of *H. uranoscopum* were observed in a small stretch of the stream (about 100 m).

According to the Dajoz index (1972), in Area I, five species were constant, four were frequent, and nine were infrequent (Table 1). In Area II, six species were constant, five were frequent, and three were infrequent (Table 1). The species accumulation curves showed that the sampling time was not enough to record all species in the two areas separately, but showed a strong tendency toward stabilization when the two areas are considered together (Figure 2). All the values provided by the estimators were near the observed richness (Areas I e II; Figure 2).

The FNC had more species in common with the Pró-Mata (n = 18) and the Quarta Colônia (n = 15) areas, both located in the state of Rio Grande do Sul, in southern Brazil. The cluster analysis showed greater similarity with the Pró-Mata area, but also showed a close relation with two other areas in Rio Grande do Sul, Quarta Colônia and Lagoa do Peixe (Figure 3). The closest areas showed greatest similarity in species composition ($r^2 = 0.49$; $p < 0.01$; Figure 4).

The exotic species *Lithobates catesbeianus* was very common at the two study areas and was the most recorded species. This species was observed reproducing throughout the year, including the coldest months (June and July).

Discussion

The 29 anuran species recorded in the FNC represent approximately 7.2% of the total anuran richness known for the Atlantic Forest (405 species), and about 60% of the species expected to occur in the western region of Santa Catarina, according to the Global Amphibian Assessment database (IUCN 2006; about 50 species). The total number of species recorded is similar to that observed in other areas of mixed ombrophilous forest with similar sampling periods (Table 3; see also Conte & Rossa-Feres 2006), although the accumulation curves

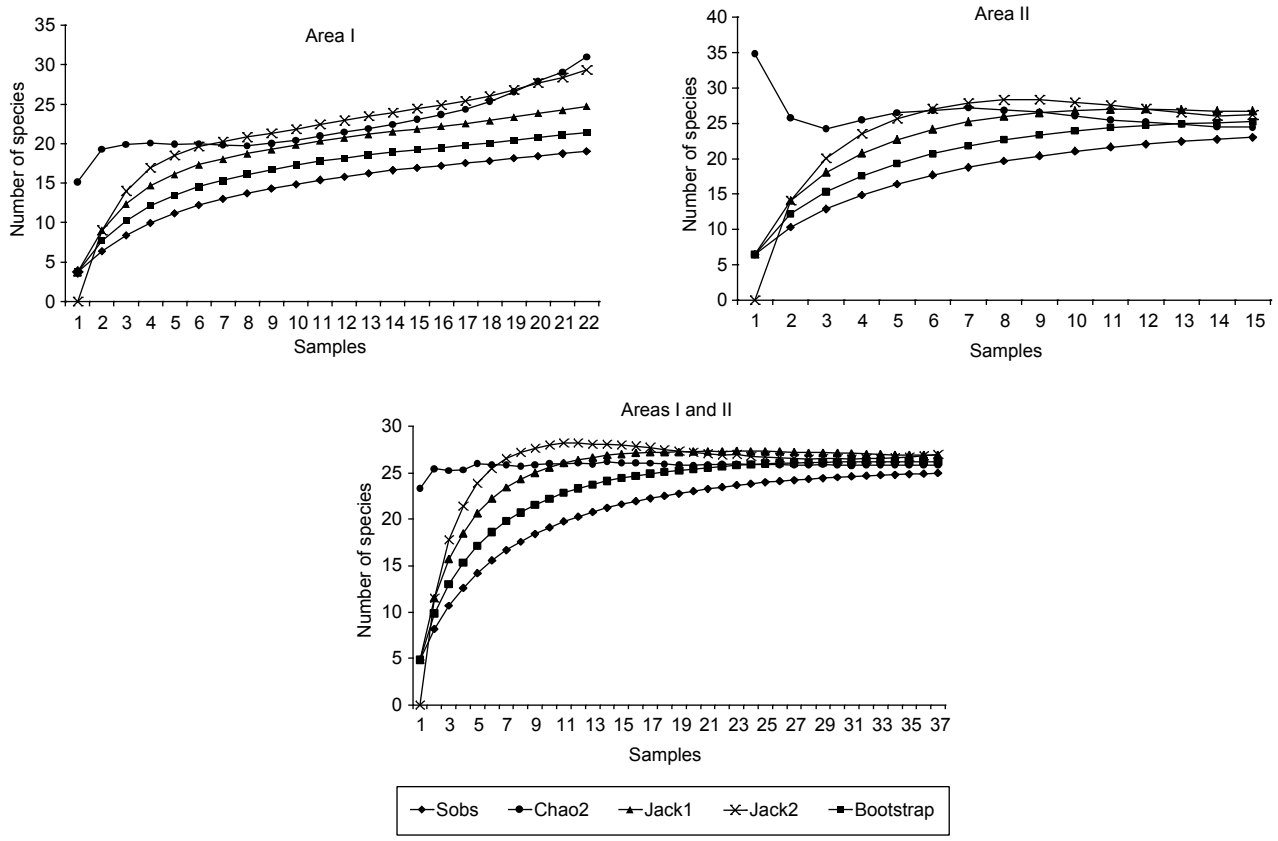


Figure 2. Species accumulation curves, calculated from data collected from December 1998 to December 2001 and estimators Chao 2, Jacknife 1, Jacknife 2 and Bootstrap to the Areas I, II and both, at the Floresta Nacional de Chapecó, SC. The circles correspond to the mean of 1000 points generated with randomly ordered samples.

Figura 2. Curvas de acumulação de espécies, calculadas com os dados obtidos entre dezembro de 1998 e dezembro de 2001 e estimadores de riqueza Chao 2, Jacknife 1, Jacknife 2 e Bootstrap para as glebas I, II e ambas, na Floresta Nacional de Chapecó, SC. Os pontos correspondem à média das 1.000 curvas geradas com ordem aleatória de amostras.

Table 2. Observed and estimated species richness in Areas I and II of the Floresta Nacional de Chapecó, SC.

Tabela 2. Riqueza de espécies observada e estimada para as glebas I and II na Floresta Nacional de Chapecó, SC.

Estimator	Area I	Area II	Combined areas
Observed richness	20	24	26
Chao 2	31	24	25
Jacknife 1	25	27	27
Jacknife 2	29	26	27
Bootstrap	21	25	26

for each area had not yet stabilized. In fact, there are environments in the two areas of the FNC that have not been surveyed, which may shelter anuran species not yet recorded, however, the estimated and observed richness are similar. Based on the geographic distribution of the species and the analysis of similarity in species composition among formations that are similar and different from that sampled in this study, we conclude that the anuran fauna recorded in this study is characteristic of the southern region of Brazil and South America, with a significant portion of species associated with open areas.

About half of the species recorded in the FNC (57%; n = 16) are restricted to southern Brazil and adjacent countries (Argentina, Paraguay, and Uruguay; Table 1). Of these 16 species, four (*Hyalinobatrachium uranoscopum, Phyllomedusa tretraploidea, Hypsiboas* aff. *semiguttatus* and *Scinax catharinae*) occur only in the Atlantic Forest domain, whereas the other 12 also occur in the sub-tropical grasslands domain (southern Brazil and Uruguay). *Scinax catharinae, Rhinella henseli, Hypsiboas leptolineatus* and *Leptodactylus plaumanni* are restricted to southern Brazil. The remaining species (43%, n = 12) are widely distributed in Brazil and other South American countries (Table 1), occurring both in forest and open (grasslands) biomes.

The known geographic distribution (Frost 2007) of four species was extended by this study. *Scinax catharinae* was only known from the Atlantic Forest in southeastern Brazil, and its record in the FNC extends its known distribution to the inland Atlantic Forest formations. *Proceratophrys bigibbosa* was only known from Rio Grande do Sul and Argentina; *Scinax perereca* was only known from São Paulo, Rio Grande do Sul, Argentina and Paraguay, and *Scinax granulatus* from Argentina, Uruguay and Rio Grande do Sul.

According to the categories of endangered species considered by the Global Amphibian Assessment (IUCN 2006), of the anuran species that occur in FNC, only *Proceratophrys bigibbosa* is categorized as "Nearly endangered" (IUCN 2006), and the others are

Table 3. Anuran species richness, sampling effort (months surveyed), and size of the study area in localities dominated by mixed ombrophilous forest.

Tabela 3. Riqueza de espécies de anuros, esforço amostral (meses de estudo) e o tamanho da área de estudo em localidades com predominância de floresta ombrófila mista.

Locale	Size of area (ha)	Sampling time (N months)	Number of species	Reference
FNC Area I	1.297	22	20	Present study
FNC Area II	309	15	24	Present study
São Francisco de Paula, RS (Pró-Mata)	Aprox. 4.500	48	36	Kwet & Di-Bernardo 2001
São José dos Pinhais, PR	-	16	34	Conte & Rossa-Feres 2006
Tijucas do Sul, PR	-	12	23	Conte & Machado 2005

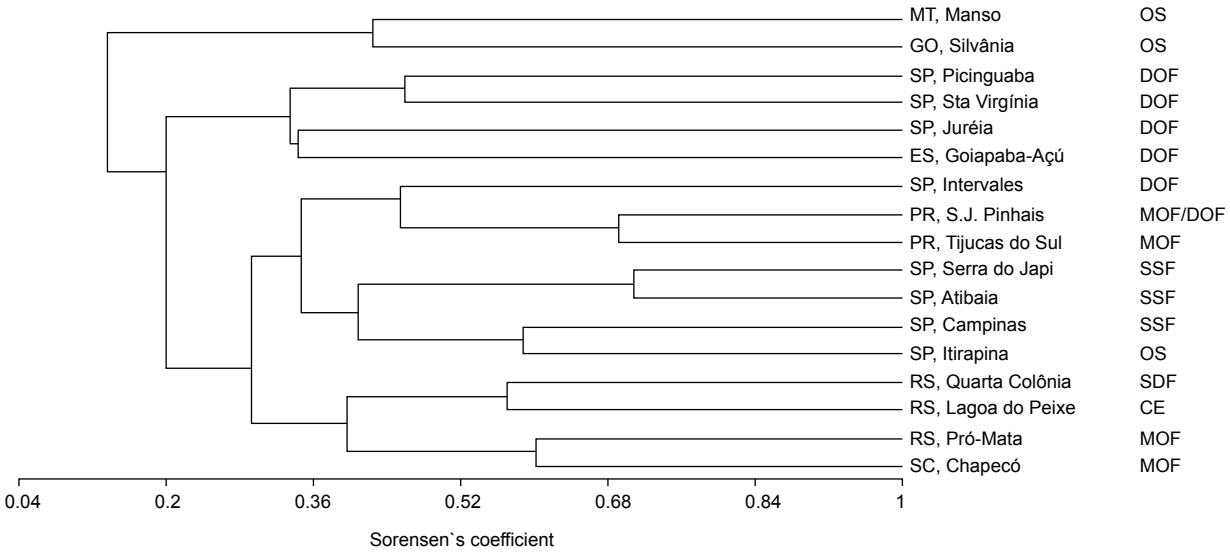


Figure 3. Anuran species composition similarity among localities based on cluster analysis. Geographic location: ES = Espírito Santo state, GO = Goiás state, MT = Mato Grosso state, PR = Paraná state, RS = Rio Grande do Sul state, SC = Santa Catarina state, SP = São Paulo state. Formation/ecossystem: MOF = mixed ombrophilous forest, DOF = dense ombrophilous forest, SDF = seasonal deciduous forest, SSF = seasonal semideciduous forest, OS = open savannas, CE = coastal ecosystem.

Figura 3. Similaridade na composição da anurofauna entre as localidades, baseada em análise de cluster. Localização geográfica das áreas: ES = Espírito Santo, GO = Goiás, MT = Mato Grosso, PR = Paraná, RS = Rio Grande do Sul, SC = Santa Catarina, SP = São Paulo. Formação/ecossistema: MOF = floresta ombrófila mista, DOF = floresta ombrófila densa, SDF = floresta estacional decidual, SSF = floresta estacional semidecidual, OS = Cerrado, CE = ecossistema costeiro.

classified as 'Least Concern'. None of the species recorded in this study are included in the Brazilian list of endangered species (Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção – IBAMA 2003).

The cluster analysis showed that, among areas of the same physiognomy, those that are the closest geographically tend to have the greatest similarity in species composition. For example, two sets of localities of mixed ombrophilous forest could be observed: one formed of localities in the state of Paraná (Tijucas do Sul and São José dos Pinhais) and the other of localities in the state of Santa Catarina (present study) and Rio Grande do Sul (Pró-Mata).

The species richness in Area II was slightly greater than in Area I (Table 1) despite the shorter sample time and smaller area, but the difference was not significant. Area II has a greater diversity of environments that can apparently be used by a greater number of anurans. The higher species richness observed in the artificial lakes in open areas (n = 20), compared to the exotic pine stands (n = 12) and native forest (n = 9), may be due to the use of these bodies of water as reproductive sites, since the reproductive mode of the species recorded there depends on the presence of lentic water bodies (Haddad & Sawaya 2000, Duellman & Trueb 1994). Because males of these species vocalize during the reproductive activity, it could be easier to find species in the open areas than in the other areas. Some of the species that reproduce in open areas may find occasional or temporary shelter in forests out of the reproductive period, and hence the species richness in forests may be greater than that reported here.

Physalaemus cuvieri, Physalaemus aff. *gracilis* and the exotic species *Lithobates catesbeianus* were found in all habitats studied, indicating that these species are generalists. The constant presence of *Lithobates catesbeianus* in all environments sampled in the two areas corresponds to the pattern observed by Fortes et al. (2004) for the entire municipality of Chapecó. Fortes et al. (2004) showed that the species is very abundant in the region and suggested that its introduction may be causing a negative impact on populations of native species.

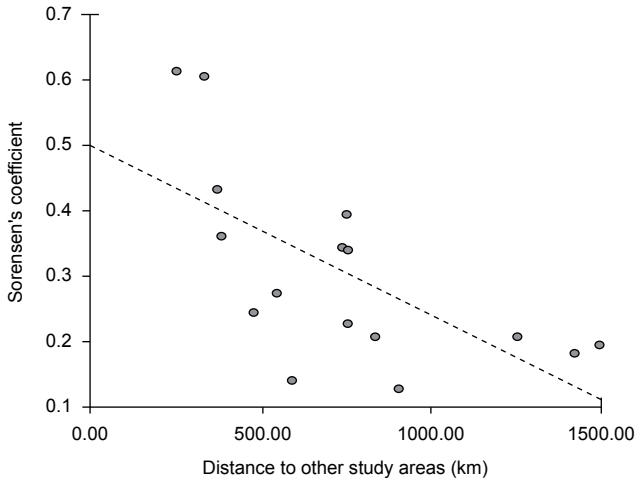


Figure 4. Linear regression between the Sorensen similarity coefficient and the distances between the Floresta Nacional de Chapecó and the 16 areas where species composition was compared.

Figura 4. Regressão entre o índice de similaridade Sorensen e a distância entre a Floresta Nacional de Chapecó e as 16 localidades cujas taxocenoses foram comparadas.

Hypsiboas aff. *semiguttatus* and *Phyllomedusa tetraploidea* possibly occur inside the boundaries of the reserve, as habitats used by the species are known to occur inside the study areas (Pombal & Haddad 1992; E.M. Lucas, pers. obs.). The occurrence of *Limnomedusa macroglossa* in the two areas is unlikely, as the study areas lack the type of habitat in which this species is usually found (generally rocks along river banks; Straneck et al. 1993). *Hyalinobatrachium uranoscopum* was recorded only in a small stretch of the stream in Area II. However, this species has not been observed again at this site or in similar environments inside the reserve for two consecutive years after the study period (E. M. Lucas, pers. obs.). Considering the high degree of destruction of natural environments in the region, as well as in the Atlantic Forest as whole (Pinto & Brito 2005), other areas in the municipalities of Chapecó, Guatambu, and surrounding localities should be studied and protected to preserve local biodiversity.

Considering their size, as well as the anthropogenic pressure to which the two areas in the FNC are subjected, the species richness of anuran amphibians observed can be considered high. These areas represent virtually the last fragments of natural vegetation in the region, where the conservation situation can be considered critical. The conservation of these remnants and incentives to continue studying the native species of fauna and flora, are therefore highly recommended.

Acknowledgements

We thank Paulo C. A. Garcia and Marcos Di-Bernardo (in memorian) for the assistance with identification of the species; Marcio Martins and Cinthia A. Brasileiro for comments on a preliminary version of the manuscript; Célio F. B. Haddad for providing unpublished lists of species; Gelson Campos, Adriana Branco, Eliara S. Müller, Fabiane Alves, Camile Pandolfo and many other colleagues for their invaluable assistance with the fieldwork; the Instituto Brasileiro de Recursos Naturais Renováveis – IBAMA for authorizing the work in the Floresta Nacional de Chapecó; the 8º Batalhão da Polícia Militar de Chapecó for logistical support in the field in area II; Milton Cezar Ribeiro for the map of the study area; Anne Kepple for the English version and two anonymous reviewers for contributions.

References

ACHAVAL, F. & OLMOS, A. 2003. Anfibios y Reptiles del Uruguay. 2ª ed. Graphis Impressora, Montevideo, Uruguay.

AYRES, M., AYRES-Jr, M.A., AYRES, D.L. & DOS SANTOS, A.S. 1998. BioEstat: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas. Sociedade Civil Mamirauá, Manaus. 193p. Publicações avulsas Mamirauá. (acompanha CD – ROM)

BASTOS, R.P., MOTTA, J.A.O., LIMA, L.P. & GUIMARÃES, L.D. 2003. Anfíbios da Floresta Nacional de Silvânia, Estado de Goiás R.P. Bastos, Goiânia.

BRASILEIRO, C.A., SAWAYA, R.J., KIEFER, M.C. & MARTINS, M. 2005. Amphibians of an open Cerrado fragment in southeastern Brazil. Biota neotrop. 5(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?article+BN00405022005 (último acesso em 15/07/2007).

CECHIN, S.Z. 2002. Anfíbios. In Quarta Colônia: inventários técnicos (J. Itaqui, coord.). Condesus Quarta Colônia, Santa Maria. p.201-205.

COLWELL, R.K. 2005. Estimates: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. User's Guide and application published at: http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates. (último acesso em 24/06/2007)

CONTE, C.E. & MACHADO, R.A. 2005. Riqueza de espécies e distribuição espacial e temporal em comunidade de anuros (Amphibia, Anura) em uma localidade de Tijucas do Sul, Paraná, Brasil. Rev. bras. zool. 22(4):940-948.

CONTE, C.E. & ROSSA-FERES, D.C. 2006. Diversidade e ocorrência temporal da anurofauna (Amphibia, Anura) em São José dos Pinhais, Paraná, Brasil. Rev. bras. zool. 23(1):162-175.

CRUMP, M.L. & SCOTT JR, N.J. 1994. Visual encounter surveys. In Measuring and monitoring biological diversity - standard methods for amphibians (W.R. HEYER, M.A. DONNELLY, W.R. MCDIARMID, L.A.C. HAYECK & M.S. FOSTER, eds). Smithsonian Institution Press, Washington, p.84-92.

DAJOZ, R. 1972. Ecologia Geral. Vozes;Universidade de São Paulo, Petrópolis; São Paulo.

DUELLMAN, W.E. & TRUEB, L. 1994. Biology of Amphibians. McGraw-Hill Book Company, New York.

FAIVOVICH, J., HADDAD, C.F.B., GARCIA, P.C.A., FROST, D.R., CAMPBELL, J.A. & WEELER, W.C. 2005. Systematic review of the frog family Hylidae, with special reference to Hylinae: phylogenetic analysis and taxonomic revision. B Am. Mus. Nat. Hist. (294):1-240.

FORTES, V.B., GONSALES, E.M.L., BRANCO, A., ALVES, F.C. & MARTINS, A.K. 2004. Perigo: anfíbio exótico ameaça biodiversidade brasileira. Revista Sul Ambiental 4(10):1-3.

FROST, D.R. 2007. Amphibian species of the world: An online reference. American Museum of Natural History, New York, USA. http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html. (último acesso em 15/07/2007).

FROST, D.R., GRANT, T., FAIVOVICH, J., BAIN, R.H., HAAS, A., HADDAD, C.F.B., DE SÁ, R.O., CHANNING, A., WILKINSON, M., DONNELLAN, S.C., RAXWORTHY, C.J., CAMPBELL, J.A., BLOTTO, B.L., MOLER, P., DREWES, R.C., NUSSBAUM, R.A., LYNCH, J.D., GREEN, D.M. & WEELER, W.C. 2006. The amphibian tree of life. B Am. Mus. Nat. Hist. (297):1-370.

GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I.G. 2003. Atlantic Forest Hotspot Status: An Overview. In The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook (C. GALINDO-LEAL & I.G. CÂMARA, eds). Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, Washington, D.C., p.3-11.

GARCIA, P.C.A. 1996. Nova espécie de *Eleutherodactylus* Duméril & Bibron, 1891 (Amphibia, Anura, Leptodactylidae) do Estado de Santa Catarina, Brasil. Biociências 4(2):57-68.

GARCIA, P.C.A. & VINCIPROVA, G. 1998. Range extensions of some anuran species for Santa Catarina and Rio Grande do Sul States, Brazil. Herpetol. rev. 29(2):117-118.

GARCIA, P.C.A., VINCIPROVA, G. & HADDAD, C.F.B. 2003. The taxonomic status of *Hyla pulchella joaquini* B. Lutz, 1968 (Anura: Hylidae), with description of tadpole, vocalization, and comments on its relationships. Herpetologica 52(3):350-364.

HADDAD, C.F.B. & SAZIMA, I. 1992. Anfíbios anuros da Serra do Japi. In História Natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil (L.P.C. MORELLATO, coord.). Unicamp/ Fapesp, Campinas, p.188-211.

HADDAD, C.F.B. & ABE, A.S. 2000. Workshop Mata Atlântica e Campos Sulinos. Anfíbios e Répteis: http://www.conservation.org.br/ma/ (último acesso em 16/06/2006).

HADDAD, C.F.B. & SAWAYA, R.J. 2000. Reproductive modes of Atlantic Forest hylid frogs: a general overview and the description of a new mode. Biotropica 32(4b):862-871.

HADDAD, C.F.B. & PRADO, C.P.A. 2005. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. BioScience 55(3):207-217.

HARTMANN, M.T. 2004. Biologia reprodutiva de uma comunidade de anuros (Amphibia) na Mata Atlântica (Picinguaba, Ubatuba, SP). Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista 'Julio de Mesquita Filho', Rio Claro, São Paulo.

HIROTA, M.M. 2003. Monitoring the Brazilian Atlantic Forest Cover. In The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook (C. GALINDO-LEAL & I.G. CÂMARA, eds). Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, Washington, D.C., p.60-65.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 1998. Plano de Manejo da Floresta Nacional de Chapecó. Chapecó, SC.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2003. Instrução Normativa nº 3, de 27 de maio de 2003. Lista das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. IBAMA, Brasília.

IUCN. Conservation International, and NatureServe. 2006. Global Amphibian Assessment: http//www.globalamphibians.org (último acesso em 03/04/2007).

KOVACK, W.L. 1999. MVSP – A multi-variate statistical package for windows. Versão 3.1. Kovack Computing Services, Pentchraeth.

KWET, A. & DI-BERNARDO, M. 1999. Pró-Mata-Anfíbios. Amphibien. Amphibians. EDIPUCRS, Porto Alegre.

KWET, A. 2006. Bioacoustics in the genus *Adenomera* (Anura: Leptodactylidae) from Santa Catarina, southern Brazil. Proceedings of the 13th Congress of the Societas Europaea Herpetologica, p. 77-80.

LANGONE, J.A. 1994. Ranas y sapos del Uruguay (reconocimiento y aspectos biológicos). Serie Divulgación. Museo Damaso Antonio Larrañaga, Montevideo. vol.5, p. 1-123.

LOEBMANN, D. & VIEIRA, J.P. 2005. Relação dos anfíbios do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil. Rev. bras. zool. 22(2):339-341.

MORELLATO, L.P.C. & HADDAD, C.F.B. 2000. Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. Biotropica 32(4b):786-792

NIMER, E. 1989. Climatologia da região Sul. In Climatologia do Brasil (E. Nimer, ed). IBGE - Depto. de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro, p. 195-264.

PINTO, L.P. & BRITO, M.C.W. 2005. Dinâmica da perda da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira: uma introdução. In Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas (C. GALINDO-LEAL & I.G. CÂMARA, eds). Fundação SOS Mata Atlântica/Conservação Internacional, São Paulo. p. 27-30.

POMBAL JR, J.P. & GORDO, M. 2004. Anfíbios Anuros da Juréia. In Estação Ecológica Juréia-Itatins: Ambiente Físico, Flora e Fauna (O.A.V. MARQUES & W. DULEBA, eds). Holos, Ribeirão Preto. p. 243-256.

POMBAL JR, J.P. & HADDAD, C.F.B. 1992. Espécies de *Phyllomedusa* do grupo *burmeisteri* do Brasil oriental, com descrição de uma espécie nova (Amphibia, Hylidae). Rev. Bras. Biol. = Braz. J. Biol. 52(2):217-229.

RAMOS, A.D. & GASPARINI, J.L. 2004. Anfíbios do Goiapaba-Açu. Santo Antônio, Vitória.

SBH. 2006. Lista de espécies de anfíbios do Brasil. Sociedade Brasileira de Herpetologia (SBH): http://www.sbherpetologia.org.br/checklist/anfibios.htm (último acesso em 28/08/2006).

SILVANO, D.L. & SEGALA, M.V. 2005. Conservação de anfíbios no Brasil. Megadiversidade 1(1):79-86.

SNEATH, P.H.A. & SOKAL, R.R. 1973. Numerical Taxonomy. Free-man, San Francisco.

STRANECK, R., DE OLMEDO, E.V. & CARRIZO, G.R. 1993. Catalogo de voces de anfíbios argentinos. Tomo I. Ediciones LOLA, Buenos Aires.

STRUSSMANN, C. 2000. Herpetofauna. In Fauna Silvestre da região do Rio Manso-MT (C.J.R. ALHO, ed). Ibama, Brasília.

WOLDA, H. 1981. Similarity indices, sample size and diversity. Oecologia 50:296-302.

ZAR, J. 1999. Biostatiscal analysis. Upper Saddle River Prentice Hall, New Jersey.

Recebido em 20/11/07
Versão Reformulada recebida em 25/06/08
Publicado em 01/07/08

Appendix 1. Amphibian anuran species found in Floresta Nacional de Chapecó, Santa Catarina State, southern Brazil. a) *Phyllomedusa tetraploidea*, b) *Hyalinobatrachium uranoscopum*, c) *Hypsiboas* aff. *semigutattus*, d) *Hypsiboas faber*, e) *Dendropsophus minutus*, f) *Limnomedusa macroglossa*, g) *Scinax fuscovarius*, h) *Scinax aromothyella*, i) *Leptodactylus* cf. *ocellatus*, j) *Aplastodiscus perviridis*, k) *Rhinella henseli*, and l) *Proceratophrys bigibbosa*. Photos: E.M. Lucas.

Apêndice 1. Anfíbios anuros registrados na Floresta Nacional de Chapecó, Estado Santa Catarina, sul do Brasil. a) *Phyllomedusa tetraploidea*, b) *Hyalinobatrachium uranoscopum*, c) *Hypsiboas* aff. *semigutattus*, d) *Hypsiboas faber*, e) *Dendropsophus minutus*, f) *Limnomedusa macroglossa*, g) *Scinax fuscovarius*, h) *Scinax aromothyella*, i) *Leptodactylus* cf. *ocellatus*, j) *Aplastodiscus perviridis*, k) *Rhinella henseli*, e l) *Proceratophrys bigibbosa*. Fotos: E.M. Lucas.

Appendix 1. Amphibian anuran species found in Floresta Nacional de Chapecó, Santa Catarina State, southern Brazil. a) *Phyllomedusa tetraploidea*, b) *Hyalinobatrachium uranoscopum*, c) *Hypsiboas* aff. *semigutattus*, d) *Hypsiboas faber*, e) *Dendropsophus minutus*, f) *Limnomedusa macroglossa*, g) *Scinax fuscovarius*, h) *Scinax aromothyella*, i) *Leptodactylus* cf. *ocellatus*, j) *Aplastodiscus perviridis*, k) *Rhinella henseli*, and l) *Proceratophrys bigibbosa*. Photos: E.M. Lucas.

Apêndice 1. Anfíbios anuros registrados na Floresta Nacional de Chapecó, Estado Santa Catarina, sul do Brasil. a) *Phyllomedusa tetraploidea*, b) *Hyalinobatrachium uranoscopum*, c) *Hypsiboas* aff. *semigutattus*, d) *Hypsiboas faber*, e) *Dendropsophus minutus*, f) *Limnomedusa macroglossa*, g) *Scinax fuscovarius*, h) *Scinax aromothyella*, i) *Leptodactylus* cf. *ocellatus*, j) *Aplastodiscus perviridis*, k) *Rhinella henseli*, e l) *Proceratophrys bigibbosa*. Fotos: E.M. Lucas.

Snake assemblage of Ilha de São Sebastião, southeastern Brazil: comparison to mainland

Fernanda da Cruz Centeno[1,2], Ricardo Jannini Sawaya[1] & Otavio Augusto Vuolo Marques[1]

[1]Laboratório Especial de Ecologia e Evolução, Instituto Butantan,
Av. Doutor Vital Brasil, 1500, CEP 05503-900, São Paulo, SP, Brazil, http://www.butantan.gov.br/ecoevo
[2]Corresponding author: Fernanda da Cruz Centeno, e-mail: fccenteno@yahoo.com.br

CENTENO, F.C., SAWAYA, R.J. & MARQUES, O.A.V. 2008. **Snake assemblage of Ilha de São Sebastião, southeastern Brazil: comparison to mainland.** Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?article+bn00608032008.

Abstract: We provide a checklist of snake species from Ilha de São Sebastião (Ilhabela), the largest coastal island in Brazil located on the northern coast of São Paulo state. We also compare snake diversity (including richness and relative abundance of species) of Ilhabela and the nearest mainland municipality, São Sebastião. We obtained the data from the herpetological collections of the Instituto Butantan and Museu de Zoologia of Universidade de São Paulo, including records from 1939 to 2005. We recorded twenty snake species from Ilhabela (N = 376 individuals), and the dominant species was the viperid *Bothrops jararaca* with 55% of dominance. In São Sebastião we recorded 27 species (N = 625), and *Bothrops jararaca* was also the dominant species, but with 25% of dominance. Some common species seem to be more abundant in the mainland. Even considering the different number of individuals sampled between localities, rarefactions curves and richness estimations confirm that São Sebastião should present a higher number of species. The Chao 1 estimates 20 species (19 to 21 spp.) for Ilhabela, and 32 species (27 to 37 spp.) for São Sebastião. One of the most distinctive aspects of the snake fauna of Ilhabela is the occurrence of four species of the genus *Dipsas* (*D. albifrons, D. alternans, D. neivai*, and *D. petersi*). Throughout most of the coastal Atlantic Forest of São Paulo state only *D. petersi* is recorded. This is the first assessment of diversity of snakes in Ilha de São Sebastião and the municipality of São Sebastião. Thus, it is a contribution to the knowledge and conservation of the herpetofauna of the region and of the Atlantic Forest of southeastern Brazil.
Keywords: *snakes, island, diversity, richness, dominance, Atlantic Forest.*

CENTENO, F.C., SAWAYA, R.J. & MARQUES, O.A.V. 2008. **Taxocenose de serpentes da Ilha de São Sebastião, sudeste do Brasil: comparação com o continente.** Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?article+bn00608032008.

Resumo: Apresentamos uma lista de espécies de serpentes da Ilha de São Sebastião (Ilhabela), maior ilha continental do Brasil localizada no litoral norte do estado de São Paulo. Comparamos a diversidade de serpentes (incluindo riqueza e abundância relativa de espécies) entre Ilhabela e São Sebastião, o município mais próximo no continente. Obtivemos os dados a partir das coleções herpetológicas do Instituto Butantan e Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, incluindo registros de 1939 a 2005. Registramos vinte espécies de serpentes em Ilhabela (N = 376 indivíduos), e a espécie dominante foi o viperídeo *Bothrops jararaca* com 55% de dominância. Em São Sebastião registramos 27 espécies (N = 625), e *Bothrops jararaca* também foi a espécie dominante, mas com 25% de dominância. Por outro lado, algumas espécies comuns parecem ser mais abundantes no continente. Mesmo considerando o número diferente de indivíduos amostrados entre as localidades, curvas de rarefação e estimativas de riqueza confirmam que São Sebastião deve apresentar um maior número de espécies. Chao 1 estimou 20 espécies (19 a 21 spp.) para Ilhabela e 32 espécies (27 a 37 spp.) para São Sebastião. Porém, um dos aspectos que mais diferenciam a fauna de serpentes de Ilhabela é a ocorrência de quatro espécies do gênero *Dipsas* (*D. albifrons, D. alternans, D. neivai*, e *D. petersi*). Ao longo da maior parte do litoral da Mata Atlântica costeira do estado de São Paulo apenas *D. petersi* é registrada. Esta é a primeira avaliação da diversidade da fauna de serpentes da Ilha de São Sebastião e do município de São Sebastião. Desta forma, este estudo contribui para o conhecimento e conservação da herpetofauna da região assim como da Mata Atlântica do sudeste do Brasil.
Palavras-chave: *serpentes, ilha, diversidade, riqueza, dominância, Mata Atlântica.*

Introduction

The snake fauna of the Neotropical region is characterized by high species richness and complexity of ecological relationships among species (Duellman 1978, Henderson et al. 1979, Vitt 1987). Nevertheless, patterns of snake natural history and ecology in this region remain poorly known. Even basic information on snakes in many regions of Brazil is scarce or nonexistent (Sazima & Haddad 1992). This is particularly true regarding basic information on natural history data for snakes of the Atlantic Forest of southeastern Brazil, although species composition for this region is relatively well described (cf. Marques et al. 2001).

The Atlantic Forest presents high biological diversity with great number of endemic species (Lino 1992) and it is among the most threatened biodiversity hotspots in the world (Myers et al. 2000). Despite this, the region continues to suffer severe anthropogenic pressure, risking imminent extinction of the remaining species (Morellato & Haddad 2000).

Information on island faunas of southeastern Brazil is scarce and generally restricted to partial species lists (Vanzolini 1973, Sawaya 1999, Cicchi et al. 2007). The Ilha de São Sebastião is the largest continental island in the Brazilian coast. It remains poorly known despite few faunal surveys that have been conducted there. Ihering (1897) listed only two species of snakes, and Luederwaldt (1929) reported three additional species for the island. Müller (1968) recorded eight more species of snakes for the island. Thus, until recently, 13 snake species have been recorded in Ilha de São Sebastião. We present an updated checklist of snakes from Ilha de São Sebastião based on records from the main two herpetological collections in southeastern Brazil. To compare the island and continental faunas in this region, we also present a checklist of the adjacent mainland snake fauna, from the municipality of São Sebastião (Figure 1), hereafter referred as São Sebastião.

Materials and Methods

1. Study site

The Ilha de São Sebastião, municipality of Ilhabela (hereafter referred Ilhabela; Figure 1) is a large island (ca. 336 km^2) located on the north coast of São Paulo state (23° 45' to 23° 55' S and 45° 17' to 45° 24' W). It is only ca. 2 km from the mainland, municipality of São Sebastião (ca. 401 km^2), and the depth in São Sebastião ocean channel is up to 46 m (Vanzolini 1973, Ângelo 1989). The

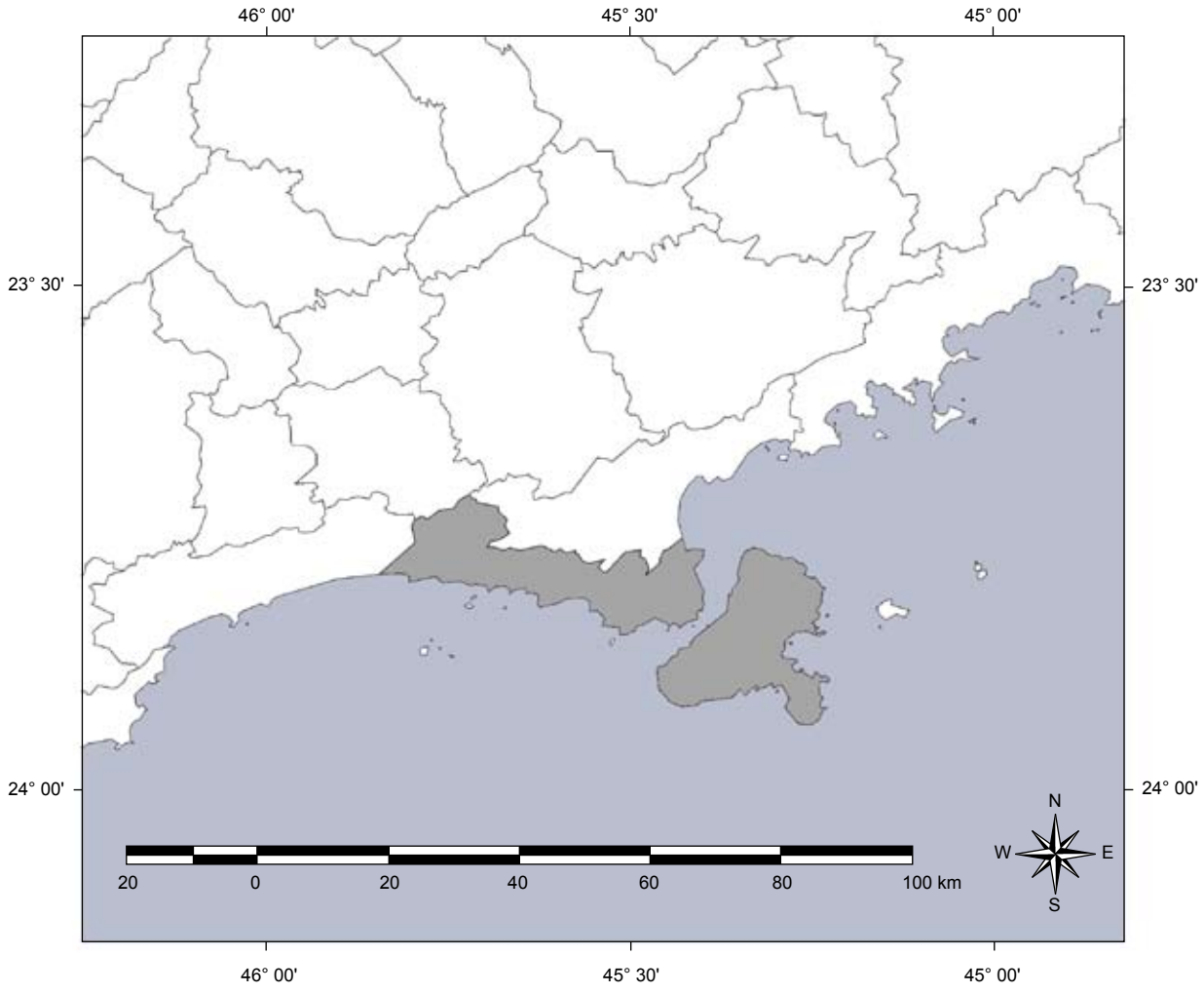


Figure 1. Northern coast of São Paulo state, southeastern Brazil. Ilha de São Sebastião (Ilhabela) and municipality of São Sebastião (São Sebastião) in gray.
Figura 1. Litoral norte do estado de São Paulo, sudeste do Brasil. Ilha de São Sebastião (Ilhabela) e município de São Sebastião (São Sebastião) em cinza.

island was probably separated from the mainland at the end of the Quaternary, about 10.000 to 12.000 years ago (Milliman & Emery 1968, Vanzolini 1973). The area is located within the Atlantic Forest Domain, characterized by the high species diversity and endemism (Müller 1968, Lino 1992). The island is fairly mountainous with the highest peak reaching 1379 m (França 1954). The climate presents a mean temperature of 22 °C, and around 1500 mm of annual rainfall (Olmos 1996, Milanesi 2007).

2. Data collection

We obtained records of snake species in the herpetological collections of the Instituto Butantan (IBSP) and Museu de Zoologia of Universidade de São Paulo (MZUSP). We included all preserved specimens from Ilhabela and São Sebastião deposited in both collections from 1939 to 2005. We confirmed the identifications of all preserved specimens. Additionally, we included specimens received by the Laboratório de Herpetologia of IBSP, from March 1983 to March 2002, without voucher specimens, for estimating the relative abundance of species. Six species (out of 27) recorded from São Sebastião were only registered and do not have voucher specimens (Table 1).

3. Data analysis

Species richness of Ilhabela and São Sebastião were compared by rarefaction curves (sensu Gotelli & Colwell 2001) generated in

Table 1. Species list of snakes from Ilha de São Sebastião (Ilhabela; island) and municipality of São Sebastião (São Sebastião; mainland). Specimens deposited: specimens deposited in IBSP and MZUSP from 1939 to 2005. Specimens recorded: specimens received by the Laboratório de Herpetologia of IBSP, from March 1983 to March 2002, without voucher specimens. Number of individuals (N) and percentage of the total number of individuals (%).

Tabela 1. Lista de espécies de serpentes da Ilha de São Sebastião (Ilhabela; ilha) e município de São Sebastião (São Sebastião; continente). Indivíduos depositados: indivíduos depositados no IBSP e MZUSP entre 1939 e 2005. Indivíduos registrados: indivíduos recebidos pelo Laboratório de Herpetologia do IBSP, de Março de 1983 a Março de 2002, sem espécimes testemunho. Número de indivíduos (N) e porcentagem em relação ao número total de indivíduos (%).

Family/Species	Specimens deposited				Specimens recorded			
	Ilhabela (island)		São Sebastião (mainland)		Ilhabela (island)		São Sebastião (mainland)	
	N	(%)	N	(%)	N	(%)	N	(%)
BOIDAE								
Corallus hortulanus (Linnaeus 1758)	-	-	7	3,0	-	-	3	0,5
COLUBRIDAE								
Chironius bicarinatus (Wied 1820)	4	1,9	5	2,1	13	3,5	17	2,7
Chironius exoletus (Linnaeus 1758)	-	-	8	3,4	-	-	5	0,8
Chironius foveatus Schmidt & Walker, 1943	2	0,9	13	5,5	1	0,3	2	0,3
Chironius fuscus (Linnaeus 1758)	-	-	11	4,7	-	-	5	0,8
Chironius laevicollis (Wied 1824)	3	1,4	7	3,0	5	1,3	9	1,4
Clelia plumbea (Wied 1820)	5	2,3	3	1,3	2	0,5	6	1,0
Dipsas albifrons (Sauvage 1884)	1	0,5	-	-	1	0,3	-	-
Dipsas alternans (Jan 1863)	1	0,5	-	-	1	0,3	-	-
Dipsas neivai Amaral, 1926	3	1,4	-	-	2	0,5	-	-
Dipsas petersi Laurenti, 1768	2	0,9	-	-	3	0,8	-	-
Echinanthera cephalostriata Di-Bernardo, 1996	2	0,9	1	0,4	2	0,5	1	0,2
Echinanthera undulata (Wied 1824)	-	-	7	3,0	-	-	3	0,5
Erythrolamprus aesculapii (Linnaeus 1766)	2	0,9	6	2,5	2	0,5	1	0,2
Liophis miliaris (Linnaeus 1758)	2	0,9	11	4,7	9	2,4	56	9,0
Mastigodryas bifossatus (Amaral 1934)	-	-	-	-	-	-	1	0,2
Oxyrhopus clathratus Duméril, Bibron & Duméril 1854	6	2,8	-	-	2	0,5	-	-
Oxyrhopus guibei (Hoge & Romano 1977)	-	-	-	-	-	-	3	0,5
Philodryas patagoniensis (Girard 1858)							1	0,2
Sibynomorphus neuwiedi (Iherinhg 1910)	9	4,2	4	1,7	31	8,2	11	1,8
Siphlophis pulcher Raddi, 1820	4	1,9	5	2,1	2	0,5	4	0,6
Spilotes pullatus (Linnaeus 1758)	5	2,3	3	1,3	7	1,9	18	2,9
Thamnodynastes cf. *nattereri* (Mikan 1820)	12	5,6	9	3,8	18	4,8	3	0,5
Tomodon dorsatus Duméril & Bibron 1853	-	-	-	-	-	-	1	0,2
Tropidodryas serra Schlegel 1837	-	-	5	2,1	-	-	17	2,7
Tropidodryas striaticeps (Cope 1870)	-	-	-	-	-	-	7	1,1
Waglerophis merremi (Wagler 1824)	-	-	-	-	-	-	1	0,2
Xenodon neuwiedii (Günther 1863)	1	0,5	5	2,1	3	0,8	47	7,5
ELAPIDAE								
Micrurus corallinus (Merrem 1820)	20	9,4	54	22,9	40	10,6	122	19,5
VIPERIDAE								
Bothrops jararaca (Wied 1824)	100	46,9	39	16,5	207	55	157	25,1
Bothrops jararacussu Lacerda, 1884	29	13,6	32	13,6	25	6,6	123	19,7
Crotalus durissus (Linnaeus 1758)	-	-	1	0,4	-	-	1	0,2
Total	213	100	236	100	376	100	625	100

EstimateS 7.5 (Colwell 2005), and by the species richness estimator Chao 1 (Chao 1987). We compare the dominance using the percentage of the most abundant species (Berger-Parker index). Because of the different number of individuals recorded in each locality (Ilhabela: N = 376; São Sebastião: N = 625), we calculated the expected species richness and dominance of São Sebastião for N = 376 by the rarefaction method (Sanders 1968) in EcoSim 7.0 (Gotelli & Entsminger 2005), with 1000 iterations. The relative abundance of species between localities was compared visually by bar graphs. The distribution of relative abundance of species from Ilhabela and São Sebastião was compared by Kolmogorov-Smirnov test.

Results and Discussion

Twenty snake species were recorded from Ilhabela, and 27 were recorded from São Sebastião (Table 1). The higher richness observed in the mainland is correlated with the higher number of specimens recorded (Figure 2). The rarefaction curves of Ilhabela and São Sebastião (Figure 2) indicates that more species occur in both localities, and there are no significant differences in richness between localities for a similar number of specimens (see the standard deviation of São Sebastião curve for N = 400). However, the inclination of both rarefaction curves (Figure 2) indicates that Ilhabela must present lower species richness. Additionally, the rarefaction method (Table 2) indicates a higher richness for the mainland, when the same number of specimens is considered (N = 376). The estimator of species richness Chao 1 also indicated a lower species richness for Ilhabela (estimated richness S = 20 ± 1) when compared to São Sebastião (S = 32 ± 5; Table 2). Therefore, species richness of the island is likely smaller than that on the mainland, which is probably due to the insularization effects including the smaller area and isolation. Snake richness in other islands of São Paulo state is not well known, but Ilha dos Alcatrazes and Ilha da Queimada Grande islands have been studied regularly during the last ten years. Richness on islands decreases with smaller island size and the greater distance from the mainland (MacArthur & Wilson 1967). We observed higher species richness in Ilhabela when compared to Ilha dos Alcatrazes and Ilha da Queimada Grande, which had only four and two snake species, respectively (Sawaya, R.J. pers. obs.). The Ilha dos Alcatrazes is larger than Ilha da Queimada Grande, but both distances from the mainland are similar.

One of the most distinctive aspects of the snake fauna of Ilhabela is the occurrence of four species of the genus *Dipsas* (*D. albifrons, D. alternans, D. neivai*, and *D. petersi*; Table 1). With the exception of *D. petersi,* the three other species had never been recorded in lowlands throughout most of São Paulo state. Only a few records of *D. albifrons, D. alternans* and *D. neivai* in highlands of São Paulo state are available. *Dipsas albifrons* also occurs in Ilha dos Alcatrazes and Ilha da Queimada Grande. So, those continental islands could harbor relictual populations and/or species, as already suggested for frogs (Sawaya & Haddad 2006).

The distribution of relative abundance was significant different among Ilhabela and São Sebastião (Kolmogorov-Smirnov, $D_{max} = 0.36$; $p > 0.05$). The dominant species in both localities was *Bothrops jararaca*, a common species widespread throughout the Serra do Mar range. The dominance of vipers in Brazilian snake assemblages seems to be a common trend in the Serra do Mar (Marques 1998, Hartmann 2005). Thus, *B. jararaca* would be expected to be the dominant species in both localities. But despite the same dominant species, the values of dominance were much higher in the island (55.0%) comparing to the mainland (25.1%; Table 2; Figure 3). The unequal number of specimens recorded in both localities did not affect the dominance, as the expected dominance for the mainland by the rarefaction method (N = 376 individuals) was very similar to the observed dominance for N = 625 (Table 2). Species can be dominant in islands in many and unexpected ways, depending on the pressures exerted by competition, ecological plasticity, and/or colonizing success (see MacArthur & Wilson 1967). Thus, the high dominance of *B. jararaca* in Ilhabela could be related to one or more of those factors. Those aspects could also influence the relative abundance of other species as *Bothrops jararacussu* and *Micrurus corallinus*, which seem to be relatively much more abundant in the mainland comparing to the island (Figure 3). However, even for those common species

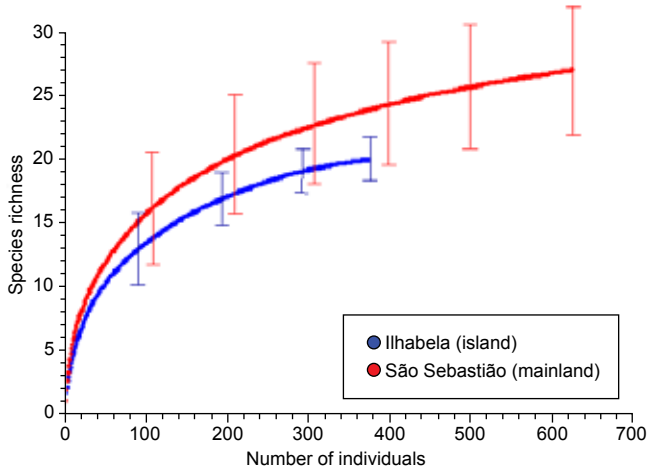


Figure 2. Rarefaction curves of Ilha de São Sebastião in blue (Ilhabela; island) and municipality of São Sebastião in red (São Sebastião; mainland) generated in EstimateS. Vertical bars correspond to standard deviations of observed species richness.

Figura 2. Curvas de rarefação da Ilha de São Sebastião em azul (Ilhabela; ilha) e município de São Sebastião em vermelho (São Sebastião; continente) geradas no EstimateS. Barras verticais correspondem ao desvio padrão da riqueza de espécies observada.

Table 2. Number of individuals, observed richness, estimated richness (Chao 1), expected richness by rarefaction for N = 376 individuals, dominant species, observed dominance, and expected dominance by rarefaction for N = 376 individuals, of snakes from Ilha de São Sebastião (Ilhabela; island) and municipality of São Sebastião (São Sebastião; mainland), São Paulo state. In parenthesis, 95% confidence interval.

Tabela 2. Número de indivíduos, riqueza observada, riqueza estimada (Chao 1), riqueza esperada por rarefação para N = 376 indivíduos, de serpentes da Ilha de São Sebastião (Ilhabela; ilha) e município de São Sebastião (São Sebastião; continente), estado de São Paulo. Em parênteses, 95% de intervalo de confiança.

	Ilhabela (island)	**São Sebastião (mainland)**
Number of individuals	376	625
Observed richness	20	27
Estimated richness (Chao 1)	20 (19-21)	32 (27-37)
Expected richness (rarefaction; N = 376)	-	24 (21 - 26)
Dominant species	*B. jararaca*	*B. jararaca*
Observed dominance	55.0%	25.1%
Expected dominance (rarefaction; N = 376)	-	25.1 % (22.6-27.9)

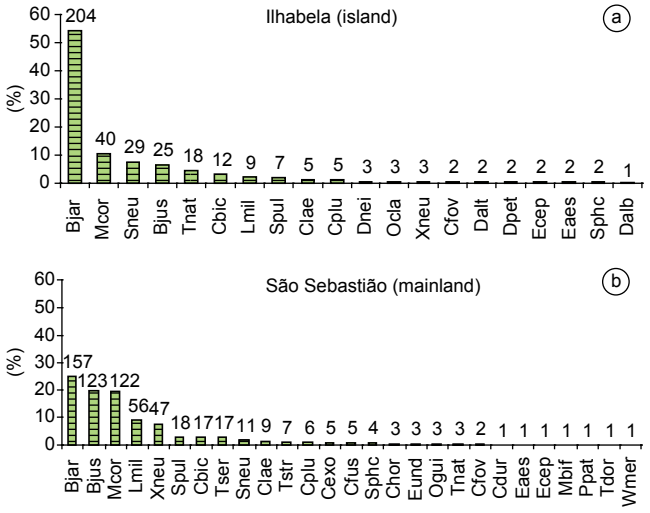


Figure 3. Relative abundance of snake species in percentage of the total number of individuals recorded in Ilha de São Sebastião (a - Ilhabela (island); total number of individuals = 376), and municipality of São Sebastião (b - São Sebastião (mainland); total number of individuals = 625) from specimens received by the Laboratório de Herpetologia of IBSP, from March 1983 to March 2002, without voucher specimens. The number of individuals for each species is indicated above each bar. Bjar = *Bothrops jararaca;* Bjus = *Bothrops jararacussu;* Cbic = *Chironius bicarinatus*; Cdur = *Crotalus durissus*; Cexo = *Chironius exoletus*; Cfus = *Chironius fuscus*; Clae = *Chironius laevicollis*; Cfov = *Chironius foveatus*; Chor = *Corallus hortulanus*; Cplu = *Clelia plumbea*; Dalb = *Dipsas albifrons*; Dalt = *Dipsas alternans*; Dnei = *Dipsas neivai*; Dpet = *Dipsas petersi*; Eaes = *Erythrolamprus aesculapi*; Ecep = *Echinanthera cephalostriata*; Eund = *Echinanthera undulata;* Lmil = *Liophis miliaris*; Mbif = *Mastigodryas bifossatus*; Mcor = *Micrurus corallinus;* Ocla = *Oxyrhopus clathratus*; Ogui = *Oxyrhopus guibei*; Ppat = *Philodryas patagoniensis*; Sneu = *Sibynomorphus neuwiedi*; Sphc = *Siphlophis pulcher*; Spul = *Spilotes pullatus*; Tdor = *Tomodon dorsatus*; Tnat = *Thamnodynastes* cf. *nattereri*; Tser = *Tropidodryas serra*; Tstr = *Tropidodryas striaticeps*; Wmer = *Waglerophis merremi*; Xneu = *Xenodon neuwiedii*.

Figura 3. Abundância relativa de espécies de serpentes em porcentagem do número total de indivíduos registrados na Ilha de São Sebastião (a - Ilhabela (ilha); número total de indivíduos = 376), e no município de São Sebastião (b - São Sebastião (continente); número total de indivíduos = 625) de espécimes recebidos pelo Laboratório de Herpetologia do IBSP, de Março de 1983 a Março de 2002, sem espécimes testemunho. O número de indivíduos de cada espécie é indicado acima de cada barra. Bjar = *Bothrops jararaca*; Bjus = *Bothrops jararacussu*; Cbic = *Chironius bicarinatus*; Cdur = *Crotalus durissus*; Cexo = *Chironius exoletus*; Cfus = *Chironius fuscus*; Clae = *Chironius laevicollis*; Cfov = *Chironius foveatus*; Chor = *Corallus hortulanus*; Cplu = *Clelia plumbea*; Dalb = *Dipsas albifrons*; Dalt = *Dipsas alternans*; Dnei = *Dipsas neivai*; Dpet = *Dipsas petersi*; Eaes = *Erythrolamprus aesculapi*; Ecep = *Echinanthera cephalostriata*; Eund = *Echinanthera undulata*; Lmil = *Liophis miliaris*; Mbif = *Mastigodryas bifossatus*; Mcor = *Micrurus corallinus*; Ocla = *Oxyrhopus clathratus*; Ogui = *Oxyrhopus guibei*; Ppat = *Philodryas patagoniensis*; Sneu = *Sibynomorphus neuwiedi*; Sphc = *Siphlophis pulcher*; Spul = *Spilotes pullatus*; Tdor = *Tomodon dorsatus*; Tnat = *Thamnodynastes* cf. *nattereri*; Tser = *Tropidodryas serra*; Tstr = *Tropidodryas striaticeps*; Wmer = *Waglerophis merremi*; Xneu = *Xenodon neuwiedii*.

in Atlantic Forest of southeastern Brazil, information on natural history is limited. Further studies on ecology of snake species in those localities are still necessary for explaining the abundance patterns registered at Ilhabela and São Sebastião.

Intensive studies on Ilha de São Sebastião have not been carried out since the work of Müller (1968). The present study is the first detailed checklist of snakes presented for Ilha de São Sebastião and the municipality of São Sebastião. Thus, it is a contribution to the knowledge and conservation of the herpetofauna of Ilhabela and São Sebastião as well as the Atlantic Forest of southeastern Brazil.

Acknowledgements

We thank Francisco L. Franco and Hussan Zaher for permission to access the herpetological collections of Instituto Butantan and Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, respectively; Valdir J. Germano and Paulo J. P. Cicchi for valuable help during the laboratory work; Laurie Vitt and Cristiano Nogueira for critically reading and improving the manuscript.

References

ÂNGELO, S. 1989. Ilhas do Litoral Paulista, Série documentos. Secretaria do Meio Ambiente – SMA, São Paulo, 49p.

CHAO, A. 1987. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. Biometrics 43(4):783-791.

CICCHI, P.J.P., SENA, M.A., PECCININI-SEALE, D.M. & DUARTE, M.R. Serpentes das ilhas costeiras do estado de São Paulo, sudeste do Brasil. Biota neotrop. 7(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?article+bn03907022007 (último acesso em 15/12/2007).

COLWELL, R.K. 2005. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. Department of Ecology and Evolutionary Biology, U-43, University of Connecticut, Storrs, USA: http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates.htm (último acesso em 07/12/2005).

DUELLMAN, W.E. 1978. The biology of an equatorial herpetofauna in amazonian ecuador. Misc. publ. Univ. Kans. Mus. Nat. Hist. 65:1-352.

FRANÇA, A. 1954. A Ilha de São Sebastião: estudo de geografia humana. Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras, Universidade de São Paulo. Boletim 178, Geografia n.10.

GOTELLI, N.J. & COWELL, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecol. Lett. 4(4):379-391.

GOTELLI, N.J. & ENTSMINGER, G.L. 2005. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear: http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm. (último acesso em 10/12/2005).

HARTMANN, P.A. 2005. História natural e ecologia de duas taxocenoses de serpentes na Mata Atlântica. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro.

HENDERSON, R.W., DIXON, J.R. & SOINI, P. 1979. Resource partitioning in amazonian snake communities. Contrib. biol. geol. 22:1-11.

VON IHERING, H. 1897. A Ilha de São Sebastião. Rev. Mus. Pau. 2:129-171.

LINO, C.F. 1992. Reserva da biosfera da Mata Atlântica - Plano de ação, v.1, referências básicas. Consórcio Mata Atlântica/UNICAMP, Campinas.

LUEDERWALDT, H. 1929. Resultados de uma excursão científica à Ilha de São Sebastião no litoral do estado de São Paulo. Rev. Mus. Pau. 16:1-79.

MACARTHUR, R.H. & WILSON, E.O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton.

MARQUES, O.A.V. 1998. Composição faunística, história natural e ecologia de serpentes da Mata Atlântica, na região da Estação Ecológica Juréia-Itatins, São Paulo, SP. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

MARQUES, O.A.V., ETEROVIC, A. & SAZIMA, I. 2001. Serpentes da Mata Atlântica - Guia ilustrado para a Serra do Mar. Editora Holos, Ribeirão Preto.

MILANESI, M.A. 2007. Avaliação do efeito orográfico na pluviometria de vertentes opostas da Ilha de São Sebastião (Ilhabela, SP). Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

MILLIMAN, J.D. & EMERY, K.O. 1968. Sea levels during the past 35.000 years. Science 6(162):1121-1123.

MORELLATO, P.C. & HADDAD, C.F.B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. Biotropica 32(4b Atlantic Forest Special Issue):786-792, 2000.

MÜLLER, P. 1968. Die herpetofauna der Insel von São Sebastião (Brasilien). Saarbrücken Zeitung, Verlag und Druckerei GmbH, Germany.

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., DA FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403(6772):853-858.

OLMOS, F. 1996. Missing species in São Sebastião Island, southeastern Brazil. Pap. avulsos zool. 39(18):329-349.

SANDERS, H. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. Am. Nat. 102(925):243-282.

SAWAYA, R.J. 1999. Diversidade, densidade e distribuição altitudinal da anurofauna de serapilheira da Ilha de São Sebastião, SP. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

SAWAYA, R.J. & HADDAD, C.F.B. 2006. Amphibia, Anura, *Stereocyclops parkeri*: distribution extension, new state record, geographic distribution map. Check List 2(3):74-76.

SAZIMA, I. & HADDAD, C.F.B. 1992. Répteis da Serra do Japi: notas sobre história natural. In História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil (L.P.C. Morellato, ed.). Editora da Unicamp/FAPESP, São Paulo, p.212-236.

VANZOLINI, P.E. 1973. Distribution and differentiation of animals along the coast and in continental islands of the state of S. Paulo, Brazil - 1. Introduction to the area and problems. Pap. avulsos zool. 26(24):281-294.

VITT, L.J. 1987. Communities. In Snakes: ecology and evolutionary biology (R.A. Seigel, J.T. Collins & S.S. Novak, eds.). MacMillan Publishing Company, New York, p.335-365.

Data Received 13/03/08
Revised 30/06/08
Accepted 07/07/08

Branqueamento de corais nos recifes da Bahia e sua relação com eventos de anomalias térmicas nas águas superficiais do oceano

Zelinda Margarida Andrade Nery Leão[1,2], Ruy Kenji Papa de Kikuchi[1] &

Marília de Dirceu Machado de Oliveira[1]

[1]Curso de Pós-Graduação em Geologia – CPGG, Universidade Federal da Bahia – UFBA,
Rua Barão de Jeremoabo, s/n, Ondina, CEP 40170-115, Salvador, BA, Brasil
[2]Autor para correspondência: Zelinda Leão, e-mail: zelinda@ufba.br

LEÃO, Z.M.A.N., KIKUCHI, R.K.P. & OLIVEIRA, M.D.M. 2008. **Coral bleaching in Bahia reefs and its relation with sea surface temperature anomalies**. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?article+bn00808032008.

Abstract: Since 1993 several coral bleaching events were registered in Bahia. There were no mass coral death associated to these events and the affected corals fully recovered after the impact. The first occurrence was registered during the southern hemisphere summer of 1993/1994, in Abrolhos, when 50 to 90% of the coral colonies were bleached. In the North Coast of Bahia, during the summer of 1997/1998, a sea surface temperature (SST) anomaly of 1 °C matched with SST registered in the field (29 to 30.5 °C). As a result, up to 60% corals bleached. From 1998 to 2005 anomalies of 0.25 °C, for two weeks, caused bleaching in more than 10% corals from the coastal reefs, which are located adjacent or less than 5 km from the coastline. However in the Abrolhos region, where reefs are located more than 10 km from the continent, only SST anomalies higher than 0.50 °C, persisting for more than two weeks, caused bleaching up to 10% of the investigated corals. *Mussismilia hispida*, *Siderastrea* spp., *Montastraea cavernosa*, *Agaricia agaricites* and *Porites astreoides* were the coral species most severely impacted by bleaching, and they are also the most common species in the coastal reefs. All species presented different levels of bleaching, 'light' or 'heavy'. In Bahia, there is a strong linkage between coral bleaching and periods of elevated sea surface temperature, and the most affected corals were the ones from the coastal reefs. These coastal reefs are exposed to the impacts from processes occurring in the continent, suggesting that corals exposed to high levels of nutrient and sediment loads, and large SST fluctuations, may be more resistant to the post bleaching effects, such as infectious diseases and mass mortality.
Keywords: *temperature anomaly, coral reef, Abrolhos, Todos os Santos Bay, coral bleaching.*

LEÃO, Z.M.A.N., KIKUCHI, R.K.P. & OLIVEIRA, M.D.M. 2008. **Branqueamento de corais nos recifes da Bahia e sua relação com eventos de anomalias térmicas nas águas superficiais do oceano**. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?article+bn00808032008.

Resumo: A partir de 1993 foram registrados vários eventos de branqueamento de coral na Bahia, com recuperação total dos corais afetados. O primeiro registro ocorreu em Abrolhos no verão de 1993/1994, quando o percentual de colônias branqueadas variou entre 50 e 90%. No verão de 1997/1998, ocorreu no Litoral Norte da Bahia uma anomalia térmica de 1 °C, com temperaturas medidas no campo de 29 a 30,5 °C, o que causou branqueamento em 60% dos corais. De 1998 a 2005, foi observado que nos recifes costeiros, localizados muito próximos (<5 km) ou adjacentes à costa, a permanência de anomalias térmicas de 0,25 °C por mais de duas semanas causou branqueamento em mais de 10% dos corais. Porém para os recifes de Abrolhos, localizados a mais de 10 km da costa, apenas anomalias acima de 0,50 °C com duração de mais de duas semanas causaram branqueamento em mais de 10% dos corais. *Mussismilia hispida*, *Siderastrea* spp., *Montastraea cavernosa*, *Agaricia agaricites* e *Porites astreoides* foram as espécies de coral mais afetadas pelo branqueamento e são as espécies mais freqüentes nos recifes costeiros. Todas as espécies apresentaram graus diferentes de branqueamento, "fraco" ou "forte". Nos recifes da Bahia há uma forte relação entre o branqueamento de corais e os eventos de anomalias da temperatura da superfície do mar (TSM), e os recifes mais afetados pelo branqueamento foram os recifes costeiros. Estes recifes localizados muito próximos da costa estão mais expostos aos efeitos dos impactos provenientes de processos que ocorrem na região costeira, sugerindo que, muito provavelmente, os corais mais expostos a níveis elevados de nutriente e sedimento, e variações sazonais mais altas da TSM, podem já estarem mais resistentes aos efeitos pós branqueamento como, por exemplo, doenças infecciosas e mortalidade em massa.
Palavras-chave: *anomalias térmicas, recife de coral, Abrolhos, Baía de Todos os Santos, branqueamento.*

Introdução

Os recifes de corais constituem o mais diverso, mais complexo e mais produtivo dos ecossistemas marinhos costeiros (Connell 1978). Eles fornecem alimento e são a principal fonte de recursos econômicos para centenas de milhares de pessoas que vivem nas regiões tropicais do nosso planeta (Moberg & Folke 1999). Estimativas da área global de recifes de coral, em mais de 100 países, registram um total de 0,5% da superfície do fundo oceânico, o que equivale a um máximo de 1.500.000 km^2 (Copper 1994). Deste total, calcula-se que cerca ou até mais de 30% dos recifes já estejam severamente danificados e que dentro de trinta a quarenta anos aproximadamente 60% das áreas recifais do mundo estarão totalmente degradadas, particularmente em conseqüência da ação sinérgica da depredação dos recursos naturais devido à ação do homem, sobretudo da sobre-pesca e da poluição marinha, e das mudanças climáticas globais (Wilkinson 2002, Gardner et al. 2003, Knowlton & Jackson 2008). Recifes prístinos não devem mais existir, ou são muito raros nos oceanos atuais (Jackson et al. 2001, Pandolfi et al. 2003).

Os ecossistemas recifais são extremamente sensíveis a variações da temperatura das águas oceânicas (Glynn 1993). Um aumento relativamente pequeno da temperatura das águas superficiais pode provocar a ocorrência do branqueamento, que é um processo relacionado à perda, pelos corais, das algas fotossintetizantes - as zooxantelas, que estão presentes no tecido dos corais e que participam de uma cooperação vital que beneficia ambos os organismos, e/ou a perda dos pigmentos por estas algas zooxantelas (Szmant & Gassman 1990, Fautin & Buddemeier 2004). As zooxantelas, além de darem a cor ao coral, produzem componentes orgânicos que lhes servem de alimento e, em contrapartida, o coral provê abrigo para as algas e lhes fornece elementos químicos necessários à sua sobrevivência (Muscatine 1990, Muller-Parker & D'Elia 1997, Stanley Jr. 2006). Distúrbios ambientais podem interromper esta delicada simbiose, causando dissociação entre as algas e os corais (Kühlmann 1988, Birkeland 1997). Neste caso o coral perde a sua cor, exibindo o esqueleto calcário branco, o que originou o nome branqueamento. A incidência e a severidade do fenômeno de branqueamento dos corais podem provocar mudanças substanciais na estrutura das comunidades do ecossistema recifal, tanto no que diz respeito à sua biodiversidade, reprodução, diminuição do crescimento linear e redução da taxa de calcificação do esqueleto dos corais e, conseqüentemente, da manutenção e do desenvolvimento da estrutura recifal (Goreau & MacFarlane 1990, Glynn 1993, Fitt et al. 1993, Brown 1997, Wilkinson et al. 1999, Michalek-Wagner & Willis 2001).

Em várias partes do globo, como também no Brasil, o fenômeno de branqueamento de corais parece coincidir com o aquecimento dos oceanos durante a ocorrência de eventos El-Niño, evidenciando que variações da temperatura das águas superficiais do mar afetam os ecossistemas tropicais, particularmente os recifes de coral (Glynn 1990, Brown & Ogden 1993, Migotto 1997, Castro & Pires 1999, Walther et al. 2002, Kikuchi et al. 2003, Leão et al. 2003, Oliveira et al. 2004).

As referências publicadas sobre o branqueamento de coral no Brasil, anteriores aos eventos estudados durante a realização deste trabalho, dizem respeito a: i) um evento que ocorreu na costa do Estado de São Paulo no verão de 1993/1994 (Migotto 1997), o qual foi relacionado a um aumento anormal da temperatura das águas oceânicas; ii) outro evento no Litoral Norte do estado da Bahia, no verão de 1997/1998 (Dutra 2000, Dutra et al. 2000), coincidente com anomalias térmicas ocorridas neste período, iii) duas ocorrências em Abrolhos, no sul da Bahia, no verão de 1993/1994 (Castro & Pires 1999) e no verão de 1997/1998, que também estão relacionadas com aumento da temperatura das águas oceânicas (Leão et al. 2003, Oliveira et al. 2004), e iv) dois registros na costa nordeste do Brasil; o primeiro no ano de 1996 quando Costa et al. (2001), Costa & Amaral (2002), Costa et al. (2004) analisando o branqueamento dos corais relacionado com alterações na densidade populacional dos seus simbiontes observaram que durante os meses em que a temperatura da água alcançou valores entre 29 e 30 °C, as colônias dos corais branquearam, retornando à sua coloração normal nos meses com temperaturas mais amenas (entre 26 e 28 °C). O segundo registro na costa nordeste do Brasil é para o ano de 2003, quando Ferreira e Maida (2006) relatam a ocorrência de branqueamento em cerca de 3% das colônias dos corais investigados no Atol das Rocas, em 1,5% nos corais das ilhas de Fernando de Noronha, e percentuais de colônias branqueadas variando entre 2 e 12% nos recifes da costa do estado de Pernambuco.

No evento de São Paulo as espécies de coral mais afetadas foram *Mussismilia hispida* Verrill 1868 e *Madracis decactis* Lymann 1859 (Migotto 1997). No Litoral Norte da Bahia, três espécies de corais, *Agaricia agaricites* Linne 1758, *Mussismilia hispida* e *Siderastrea* spp., as quais apresentaram a maior abundância relativa, tiveram de 20 a 80% de suas colônias afetadas (Dutra et al. 2000). Em Abrolhos, a ocorrência de branqueamento que ocorreu durante uma anomalia de temperatura no verão de 1993/1994, percentagens de 51 a 88% das colônias do gênero *Mussismilia* foram afetadas (Castro & Pires 1999), e durante o fenômeno relacionado com o forte evento El-Niño que se iniciou no final de 1997 no oceano Pacífico e causou, também, um aumento da temperatura das águas na costa do Brasil, cerca de nove espécies de corais apresentaram suas colônias parcial ou totalmente branqueadas com percentuais variando entre 10 e 90%, entre as quais *A. agaricites*, *M. hispida* e *Porites astreoides* Lamark 1859 foram as espécies de corais que apresentaram níveis mais elevados de branqueamento (Leão et al. 2003). Para a costa nordeste do Brasil, Costa et al. (2001, 2004) citam eventos de branqueamento na espécie *Siderastrea stellata* Verrill 1868.

O objetivo deste trabalho é descrever as ocorrências de branqueamento dos corais em várias áreas recifais ao longo da costa leste do Brasil (Estado da Bahia), observadas durante o período do final do verão e início do outono, isto é, entre os meses de fevereiro e abril dos anos de 1998 a 2005, relacionando-as com possíveis eventos de aquecimento das águas superficiais do oceano. Estão descritas, também, as espécies de coral e de milepora que foram afetadas durante os episódios de branqueamento. O banco de dados utilizado para o trabalho inclui cerca de 10.500 colônias de corais avaliadas em 27 recifes durante 112 inspeções de campo.

Material e Métodos

1. Locais de estudo

Os recifes de coral investigados durante este trabalho estão localizados em seis regiões ao longo da costa do Estado da Bahia: Litoral Norte (12° 22,50' S e 38° 01,11' W), Baía de Todos os Santos (12° 28,12'-13° 00,00' S e 38° 18,00'-38° 27,01' W), Ilhas de Tinharé e Boipeba e Baía de Camamu (13° 12,04'-14° 00,00' S e 38° 54,09' W), Cabrália (16° 14,23' S e 38° 57,09' W), Recifes dos Itacolomis (16° 53,51' S e 39° 05,27' W) e Abrolhos (17° 27,58'-18° 01,13' S e 38° 40,16'-39° 00,34' W) (Figura 1).

No Litoral Norte da Bahia (LN) foram levantados dados durante o ano de 1998, tendo sido observado branqueamento em abril, nos recifes isolados localizados nas proximidades das praias de Guarajuba e de Itacimirim (Dutra 2000, Dutra et al. 2000).

Na Baía de Todos os Santos (BTS) foram coletados dados de branqueamento em um recife (Caramuanas) localizado em frente à ilha de Itaparica, na entrada da baía, no mês de outubro de 1998

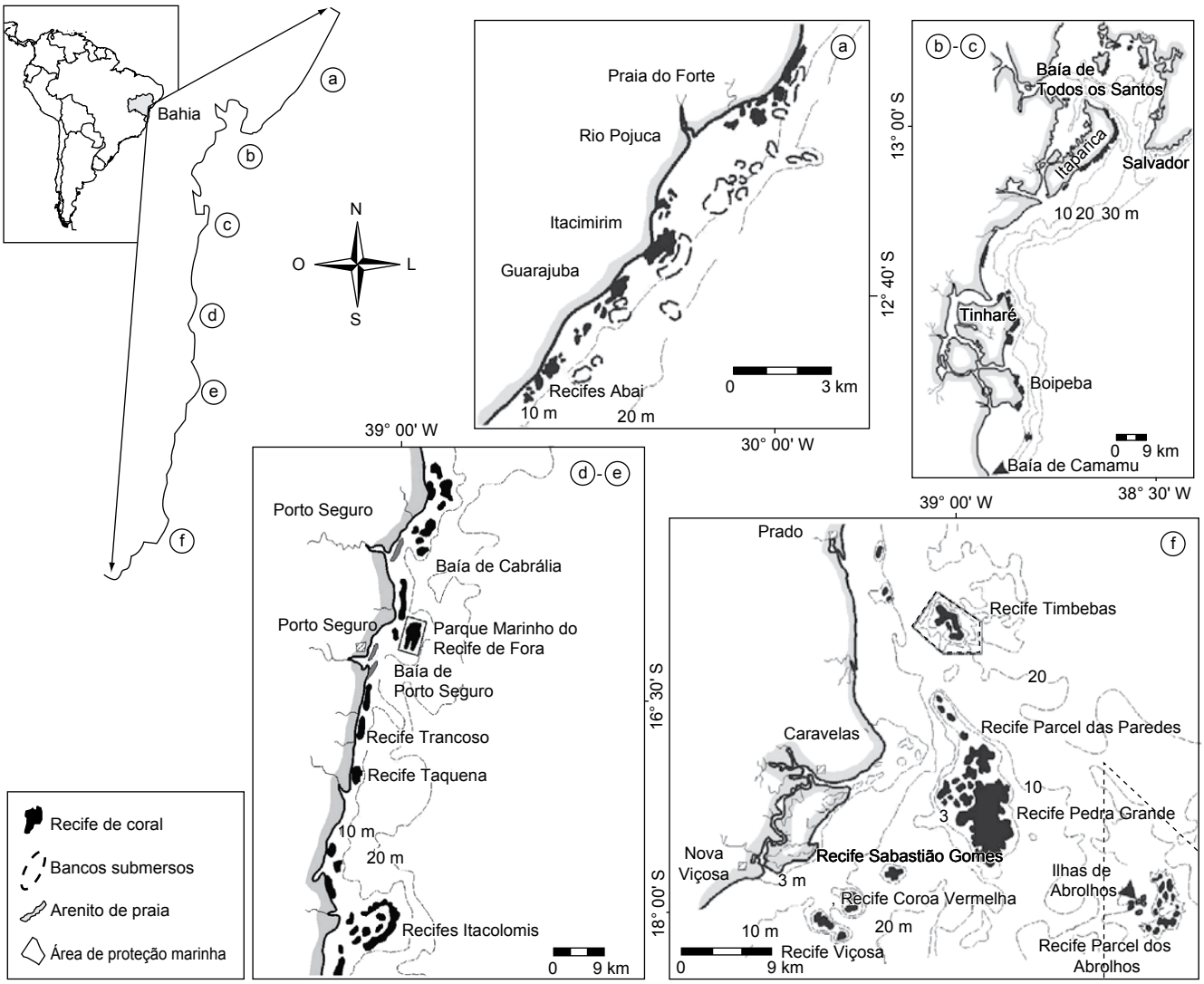


Figura 1. Localização dos recifes estudados; a) Litoral Norte; b-c) Baía de Todos os Santos e ilhas de Tinharé e Boipeba; d-e) Cabrália e Itacolomis; e f) Abrolhos.

Figure 1. Location of studied reefs; a) North Coast; b-c) Todos os Santos Bay and Tinharé and Boipeba Islands; d-e) Cabrália and Itacolomis; and f) Abrolhos.

(Leão et al. 1999), e em quatro estações localizadas na região centro-leste da baía, nos meses de abril e maio de 2003 (Dutra et al. 2006). Nestes recifes não foi avaliado o percentual de branqueamento por espécie de coral, e por esta razão eles não estão citados nas Tabelas 2 e 3.

As ilhas de Tinharé e de Boipeba (T/B) estão localizadas entre as baías de Todos os Santos e de Camamu. Nos recifes em franja que bordejam estas ilhas foram avaliadas quatro estações no mês de março de 2002, três no mês de abril de 2003 e três no mês de fevereiro de 2004. Nas proximidades da Baía de Camamu foi avaliado um recife também no mês de fevereiro de 2004.

Na região de Cabrália foram avaliados seis recifes no mês de setembro de 2004.

Os recifes dos Itacolomis (ITA) estão localizados em frente à Ponta de Corumbau, entre as regiões de Porto-Seguro e Abrolhos (Figura 1). Eles fazem parte da Reserva Extrativista de Corumbau, a qual abrange áreas dentro dos municípios de Prado e Porto-Seguro, estendendo-se das praias em direção costa - afora. No mês de abril de 2005 foram avaliados três recifes.

Na região de Abrolhos, no mês de março dos anos de 2000 a 2004 e no final do mês de abril de 2005, foram coletados dados de branqueamento em três áreas distintas de recifes: nos recifes que compõem o Arco Costeiro (ABC), os recifes em franja que bordejam as cinco ilhas do Arquipélago dos Abrolhos (ABA) e nos chapeirões gigantes que compõem o Arco Externo de recifes - o Parcel dos Abrolhos (PAB).

2. Técnicas de avaliação

2.1. Levantamento dos dados climáticos (ocorrência de hot spots) na internet

O acompanhamento das variações da temperatura da água, na costa do estado da Bahia, foi feito utilizando-se as cartas de anomalias térmicas da superfície do mar e as indicações dos "hot spots" para branqueamento de corais, produzidas pela equipe ORA/OSDPD/NOAA, e disponíveis na rede mundial INTERNET, no seguinte portal: http://www.osdpd.noaa.gov/PSB/EPS/SST/climohot.html.

Os dados de anomalias térmicas (hot spots) foram obtidos para os anos de 1998 a 2005, no período entre os meses de fevereiro e maio, os quais correspondem ao final do verão e início do outono, no hemisfério sul, quando houve ocorrência das temperaturas mais elevadas das águas superficiais dos oceanos na costa do Brasil. Segundo Goreau & Hayes (1994) um hot spot ocorre quando, em uma determinada área, a temperatura das águas superficiais excede o máximo anual alcançado num período de 10 anos. Se a anomalia de 1 °C persistir por um mínimo de quatro semanas, prevê-se o branqueamento em massa de coral (Wilkinson et al. 1999, Wilkinson & Souter 2008). Este valor foi atingido, no verão de 1998 no Litoral Norte, no verão 2002/2003 em Abrolhos, na área das ilhas de Tinharé e Boipeba e no Litoral Norte do estado. Valores iguais a 0,75 °C ocorreram no ano de 2003, na Baía de Todos os Santos (BTS), e nos anos de 2001, 2002 e 2005, na região de Abrolhos. No ano de 2005, anomalias com valor de 0,50 °C ocorreram nas regiões de Tinharé e Boipeba, Porto-Seguro e Baía de Todos os Santos. Nos anos de 2000 e 2004, as anomalias da temperatura da água tiveram valores máximos de apenas 0,25 °C nas regiões de Tinharé e Boipeba e de Abrolhos.

2.2. Aquisição dos dados de campo

Os trabalhos de campo foram desenvolvidos de acordo com a técnica proposta no Protocolo AGRRA (Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment, Ginsburg et al. 1998) e a técnica do vídeo transécto (Aronson et al. 1997, Carleton & Done 1995, Page et al. 2001).

A técnica utilizada para a coleta dos dados descrita no protocolo AGRRA tem como princípio a utilização de senso visual ao longo de transéctos e em quadrados. Para avaliar as condições dos corais ao longo de transéctos estende-se, aleatoriamente, a trena graduada, de 10 m de comprimento, paralelamente ao eixo maior dos recifes e estima-se o percentual de cobertura de coral vivo, medindo-se a extensão da superfície viva de cada colônia de coral presente sob a linha do transécto. Em seguida avalia-se cada colônia de coral maior que 20 cm que ocorre até 50 cm de cada lado da linha do transécto (uma banda de 1 m de largura), registrando-se: nome (gênero e espécie), diâmetro máximo; porcentagem (%) morta da superfície da colônia (morte recente e morte antiga) vista em planta, e a presença de doenças e/ou branqueamento. Dentro dos quadrados (25 x 25 cm), os quais são colocados nas posições de 1, 3, 5, 7 e 9 m ao longo do transécto, estima-se o percentual de cada tipo de alga: filamentosa (turf), foliácea (macro) e coralinácea crustosa, e conta-se o número de recrutas de coral (colônias <2 cm de diâmetro).

Esta técnica foi aplicada na investigação dos recifes das Caramuanas na entrada da Baía de Todos os Santos, nos recifes das ilhas de Tinharé e Boipeba, na região de Cabrália, nos recifes dos Itacolomis e na região de Abrolhos. Nos recifes das Caramuanas foi investigado apenas um recife em 1998, usando-se o censo visual ao longo de transéctos como proposto no protocolo AGRRA. Em Tinharé e Boipeba, no ano de 2003, foram investigados quatro recifes usando-se seis transéctos de 10 m e 30 quadrados (25 x 25 cm) em cada recife. Na região de Cabrália, em 2004, foram investigados seis recifes aplicando-se o mesmo número de transéctos e quadrados que nos recifes de Tinharé e Boipeba. E este mesmo padrão foi usado para investigar três recifes dos Itacolomis, em 2005. Na região de Abrolhos, durante os anos de 2000 a 2005, foram investigados cinco recifes do arco costeiro, os recifes em franja das cinco ilhas que compõem o Arquipélago dos Abrolhos e os chapeirões do Parcel dos Abrolhos, num total de quarenta levantamentos. À semelhança dos recifes descritos anteriormente, foram aplicados seis transéctos e 30 quadrados em cada levantamento em cada recife.

A técnica do vídeo transécto é relativamente recente no Brasil (Dutra et al. 2006) , tendo sido uma iniciativa pioneira para o diagnóstico dos recifes de coral da Baía de Todos os Santos (BTS). Para a filmagem submarina foi usada uma câmera de vídeo digital de alta resolução, Sony® MINI DV, modelo DCR-PC115, dentro de uma caixa estanque CHROMA®. Uma régua de alumínio foi acoplada à caixa estanque, definindo o comprimento da haste de 40 cm o que permitiu que a câmera permanecesse a uma distância constante do substrato, definindo uma área do quadro de filmagem de 0,04 m^2. Definiu-se o comprimento de um transécto de 20 m e dessa forma, a área total investigada de cada recife foi de seis transéctos x 20 m x 0,04 m^2, ou seja, 4,8 m^2. Os transéctos foram aleatoriamente localizados dentro do habitat de interesse onde um mergulhador, operando a câmera, nadou a uma velocidade constante de 3 m/min (que se mostrou a melhor velocidade para reproduzir uma imagem de boa qualidade), com a câmera posicionada perpendicularmente ao substrato. Desta forma foi possível produzir imagens que ao serem congeladas ofereceram uma ótima resolução. No laboratório foi obtida uma seqüência completa de quadros que documentaram toda a extensão do transécto. Sobre cada quadro aberto em tela cheia, foi colocada, sobre o monitor, uma transparência onde se diagramou uma malha de 100 pontos eqüidistantes. Foram sorteados 10 pontos em cada quadro e identificados os organismos que se encontravam abaixo deles. Em cada transécto foram adquiridos cerca de 100 quadros, com identificação de organismos em aproximadamente 1.000 pontos em cada transécto de 20 m.

No Litoral Norte os levantamentos foram realizados aplicando-se a técnica do transécto em banda (1 m de largura x 10 m comprimento). Para acompanhar a recuperação dos corais branqueados a cada mês, durante um ano, os corais foram avaliados ao longo de quatro transéctos paralelos ao eixo maior do recife.

Resultados

1. Acompanhamento da ocorrência de branqueamento dos corais

De 1998 a 2005, com exceção da região de Cabrália, em todas as áreas de recifes de corais avaliadas ao longo da costa do Estado da Bahia, foi verificada a presença de coral com algum grau de branqueamento, seja ele fraco ou colônias fortemente branqueadas. A categoria de branqueamento "Fraco" é atribuída à área das colônias dos corais que se apresenta ligeiramente pálida e a "Forte", àquela em que a superfície da colônia está parcial ou totalmente branca. Nas Figuras 2 a 5 estão ilustradas as ocorrências de hot spots na costa da Bahia e os percentuais de colônias branqueadas correspondentes a cada evento de anomalia térmica. A Figura 6 ilustra os tipos de branqueamento registrados.

1998 – A temperatura das águas ao norte da cidade de Salvador, apresentou sinais de anomalia térmica a partir de meados do mês de janeiro de 1998, atingindo máximas de 1 °C entre os dias 21 de março e 4 de abril, retornando ao normal a partir do dia 19 de maio (Figura 2a). Duas áreas de recifes de coral foram avaliadas, uma no Litoral Norte do estado, onde a média do percentual de colônias com algum grau de branqueamento atingiu um valor acima de 50%, e outra no recife das Caramuanas, onde foi observado um total de 18% de colônias com sinal de branqueamento (Figura 3a). A primeira avaliação realizada no Litoral Norte ocorreu no dia 14 de abril, quando a temperatura medida na superfície do mar atingiu 30,5 °C, e cerca de 40% das colônias dos corais apresentavam algum grau de branqueamento. No dia 17 de abril este percentual ultrapassou de 80%. Este evento de branqueamento foi acompanhado durante um ano e em dezembro de 1998, todas as colônias afetadas já haviam recuperado sua coloração normal (Dutra et al. 2000). O levantamento nos recifes das Caramuanas foi realizado seis meses após a ocorrência do hot spot no norte da Bahia, quando foi observado que cerca de

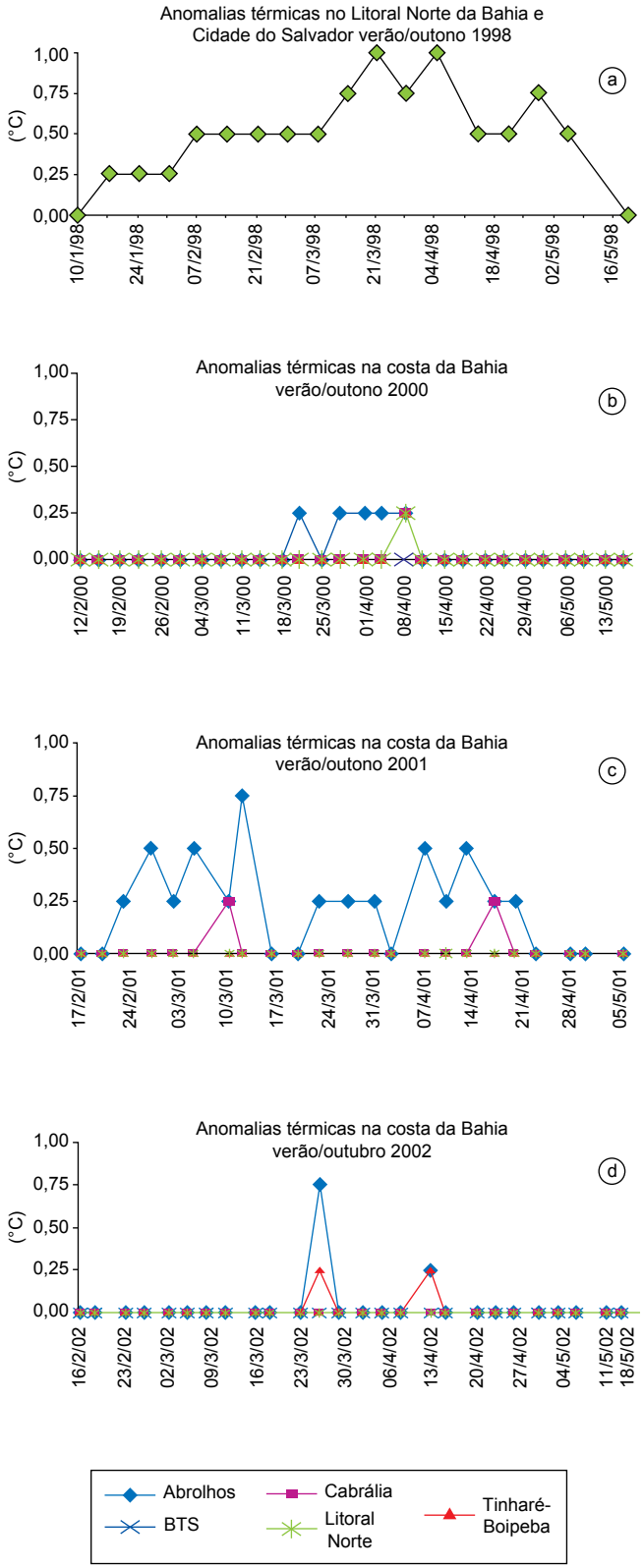


Figura 2. a) Anomalias da temperatura das águas superficiais oceânicas para a costa do Estado da Bahia, obtidas de imagens orbitais. Fonte: http://www.osdpd.noaa.gov/PSB/EPS/SST/climohot.html; 1998 Litoral Norte; b) 2000; c) 2001; e d) 2002.

Figure 2. a) Sea surface temperature anomalies for the coast of the state of Bahia, taken from orbital images. Source: http://www.osdpd.noaa.gov/PSB/EPS/SST/climohot.html; 1998 - North Coast; b) 2000; c) 2001; and d) 2002.

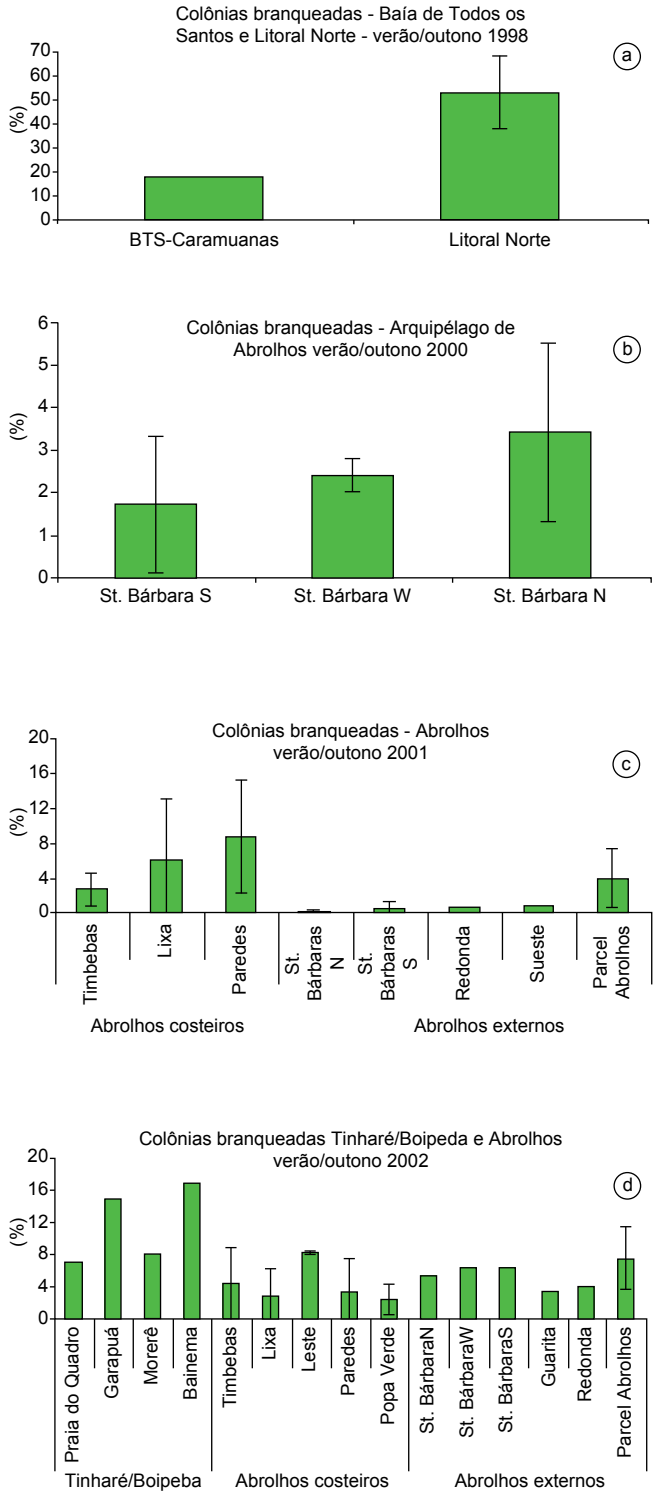


Figura 3. a) Branqueamento de corais expresso em termos de porcentagem de colônias afetadas; 1998 – recife das Caramuanas, na entrada da Baía de Todos os Santos (outubro) e no Litoral Norte (março); b) 2000 (março) – recifes da ilha St. Bárbara no Arquipélago dos Abrolhos; c) 2001 (março) recifes costeiros e externos de Abrolhos; e d) 2002 (março) recifes das ilhas de Tinharé e Boipeba e recifes costeiros e externos de Abrolhos.

Figure 3. a) Coral bleaching expressed in percentage of affected colonies; 1998 – Caramuanas reef, at the entrance of Todos os Santos Bay (October) and the North Coast reefs (March); b) 2000 (March) – St. Barbara reef in the Abrolhos Archipelago; c) 2001 (March) Abrolhos coastal and offshore reefs; and d) 2002 (March) Tinharé and Boipeba Islands reefs and the Abrolhos coastal and offshore reefs.

20% dos corais avaliados apresentavam sinais de branqueamento (Leão et al. 1999).

2000 – O valor máximo da anomalia térmica observada foi de 0,25 °C entre os dias 21 e 28 de março e 1 e 8 de abril, em Abrolhos, e no dia 8 de abril em Cabrália, Tinharé e Boipeba e no Litoral Norte (Figura 2b). Em março foi realizada uma inspeção nos recifes franjantes das ilhas do Arquipélago dos Abrolhos, onde o percentual de colônias com sinais de branqueamento apresentou valores inferiores a 4% (Figura 3b).

2001 – As anomalias térmicas registradas para a costa da Bahia atingiram o litoral sul do estado, particularmente a região de Abrolhos, onde o primeiro registro ocorreu no dia 23 de fevereiro com 0,25 °C, atingindo o máximo de 0,75 °C no dia 12 de março e desaparecendo no final do mês de abril (Figura 2c). A expedição realizada durante o mês de março nessa região registrou ocorrência de corais branqueados nos recifes do arco interno, onde o percentual máximo atingido foi de 11% das colônias, nos recifes das ilhas o máximo observado foi de 1% e nos chapeirões do arco externo, o Parcel dos Abrolhos, a média de colônias com sinais de branqueamento atingiu o valor de 5% (Figura 3c).

2002 – No dia 26 de março de 2002 foi registrada a primeira anomalia térmica na costa da Bahia em Abrolhos e em Tinharé e Boipeba, atingindo 0,75 e 0,25 °C, respectivamente. Uma nova ocorrência foi registrada no dia 13 de abril com máximo de 0,25 °C, nestes mesmos locais, desaparecendo a seguir (Figura 2d). Durante a expedição de campo realizada em março, registrou-se nos recifes das ilhas de Tinharé e Boipeba, percentuais de colônias com sinais de branqueamento variando entre 7 e 17%. Nos recifes do arco costeiro de Abrolhos estes percentuais variaram entre 2,5 e 8%. Nos recifes das ilhas do Arquipélago de Abrolhos os percentuais de colônias branqueadas variaram entre 3,5 e 6,5%, e nos chapeirões do Parcel dos Abrolhos foi registrada uma média de 7,5% de colônias com sinais de branqueamento (Figura 3d).

2003 – Anomalias térmicas atingiram toda a costa da Bahia entre os meses de fevereiro e abril de 2003. A partir do dia 15 de fevereiro já havia registro de hot spot de 0,25 °C na região de Abrolhos. Anomalias de 1 °C ocorreram em datas alternadas em Abrolhos até o final do mês de março e, ainda, no final de março e início de abril em Tinharé e Boipeba e no Litoral Norte. Nas demais regiões ocorreram anomalias de até 0,75 °C (Figura 4a). Nos três recifes visitados em Abrolhos em março foram registrados percentuais de colônias branqueadas variando entre 8,5 e 17,5%. Nos recifes das ilhas de Tinharé e Boipeba, no mês de abril, os percentuais de colônias com sinais de branqueamento variaram entre 29 e 39% (Figura 5a). Na Baía de Todos os Santos foram realizadas três estimativas, duas no final do mês de abril e uma no mês de maio, quando as anomalias da temperatura alcançaram valores de 0,75 °C. Nas três ocasiões a média percentual da superfície das colônias com sinais de branqueamento, avaliada pela técnica do vídeo-transécto, atingiu valores entre 49 e 75% (Figura 5b).

2004 – A partir de fevereiro até o início de abril foram observadas anomalias térmicas de no máximo 0,25 °C ao longo da costa do Estado da Bahia (Figura 4b). Durante excursão realizada em março nas ilhas de Tinharé e Boipeba, foram avaliados três recifes aplicando-se a técnica do vídeo-transécto, quando se registrou colônias de corais com percentuais da superfície branqueada variando entre 5 e 14%. Em um recife nas proximidades da Baía de Camamu este percentual alcançou o valor de 20% (Figura 5c). Na região de Cabrália, no mês de setembro, foram investigados seis recifes onde não foram registrados corais branqueados.

2005 – Os primeiros sinais de anomalias térmicas na Bahia foram observados no início de março, em Abrolhos, e a partir daí ocorreram hot spots em toda a costa do estado, sendo que em Abrolhos alcançaram valores máximos de 0,75 °C em abril (Figura 4c). Ainda no mês de abril nos recifes dos Itacolomis, localizados cerca de 60 km ao norte de Abrolhos, os percentuais de colônias de corais com sinais de branqueamento variaram entre 5 e 16,5%. Nos recifes franjantes das ilhas de Abrolhos a média de colônias com sinais de branqueamento atingiu valores acima de 20% no início de maio (Figura 5d).

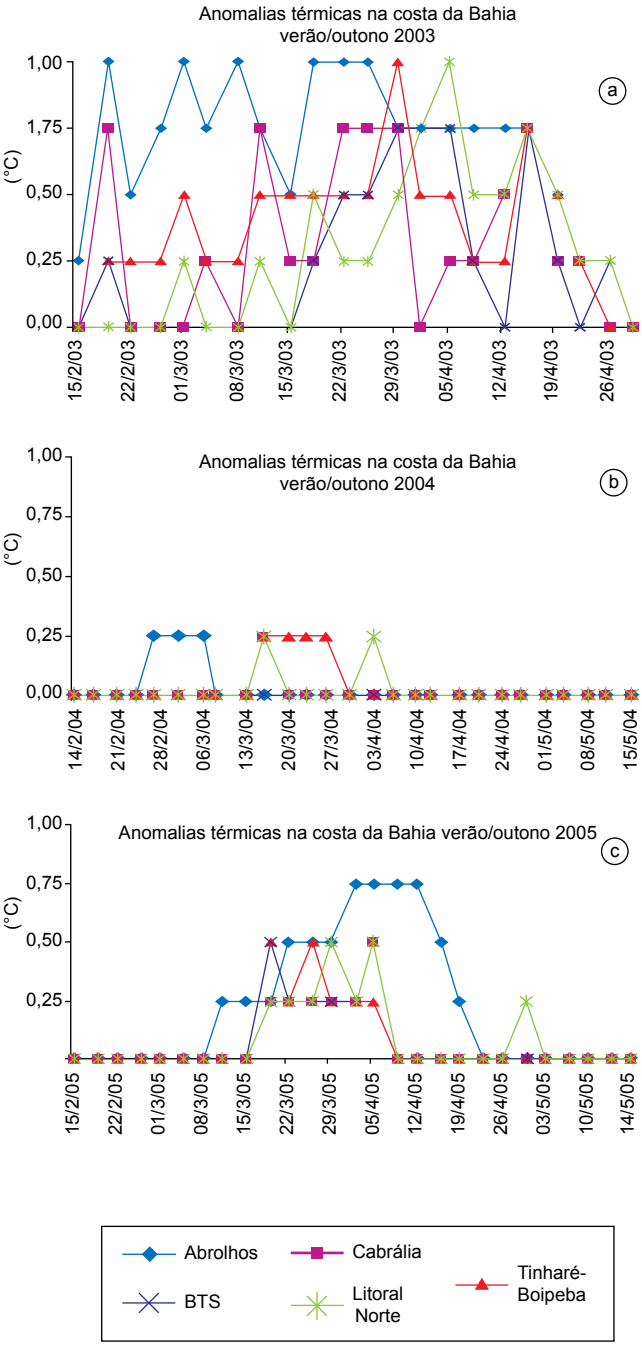


Figura 4. a) Anomalias da temperatura das águas superficiais oceânicas para a costa do Estado da Bahia, obtidas de imagens orbitais. Fonte: http://www.osdpd.noaa.gov/PSB/EPS/SST/climohot.html; 2003; b) 2004; e c) 2005.

Figure 4. a) Sea surface temperature anomalies for the coast of the state of Bahia, taken from orbital images. Source: http://www.osdpd.noaa.gov/PSB/EPS/SST/climohot.html; 2003; b) 2004; and c) 2005.

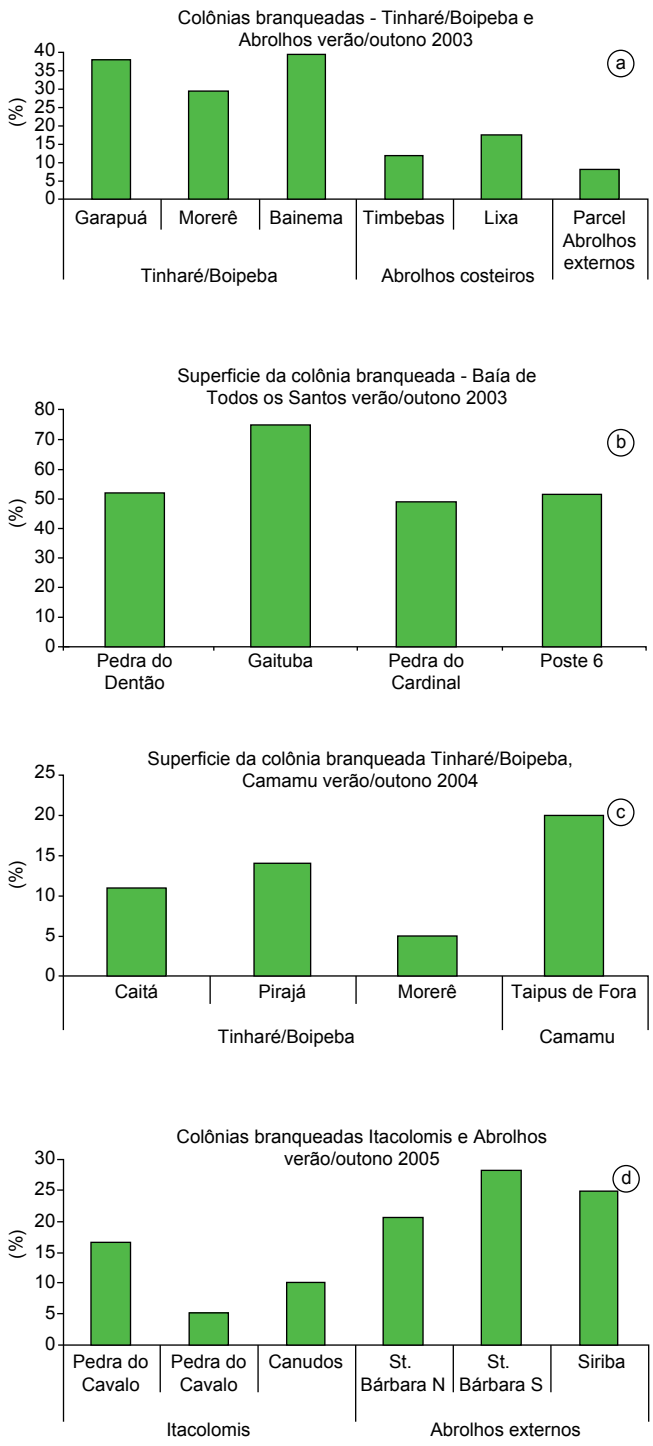


Figura 5. a,d) Branqueamento de corais expresso em termos de porcentagem de colônias afetadas; e b,c) porcentagem de superfície branqueada. 2003 – recifes das ilhas de Tinharé e Boipeba (abril) e recifes costeiros e externos de Abrolhos (março); b) 2003 – recifes da Baía de Todos os Santos (abril e maio). c) 2004 - recifes das ilhas de Tinharé e Boipeba e da Baía de Camamu (fevereiro); e d) 2005 – recifes dos Itacolomis (abril) e das ilhas St. Bárbara e Siriba no Arquipélago dos Abrolhos (abril).

Figure 5. a,d) Coral bleaching expressed in percentage of affected colonies and percentage of bleached surface; and b,c) 2003 – Tinharé and Boipeba Islands reefs (April) and Abrolhos coastal and offshore reefs (March); b) 2003 - Todos os Santos Bay reefs (April and May); c) 2004 – reefs from Tinharé and Boipeba Islands and Camamu Bay (February); and d) 2005 – reefs from Itacolomis (April) and St. Barbara and Siriba Islands in the Abrolhos Archipelago (April).

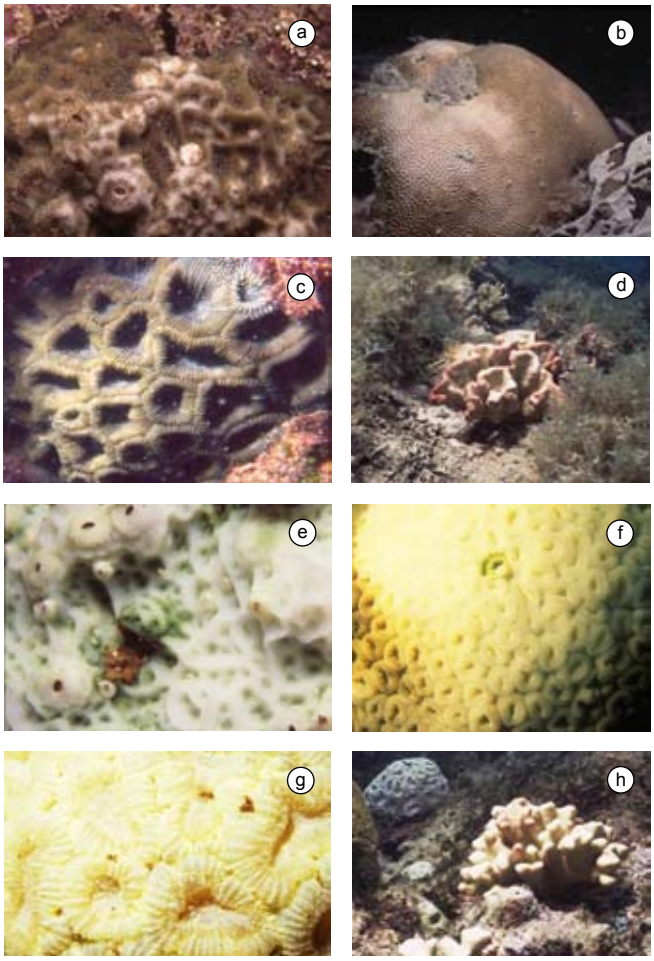


Figura 6. a-d) Branqueamento fraco; e e-h) Branqueamento forte; a) *Agaricia agaricites*; b) *Siderastrea* spp.; c) *Mussismilia hispida*; d) *Millepora braziliensis*; e) *Agaricia agaricites*; f) *Montastraea cavernosa*; g) *Mussismilia hispida*; e h) *Millepora nitida* (frente), *Mussismilia hispida* (fundo).

Figure 6. a-d) Light bleaching; e e-h) Heavy bleaching; a) *Agaricia agaricites*; b) *Siderastrea* spp.; c) *Mussismilia hispida*; d) *Millepora braziliensis*; e) *Agaricia agaricites*; f) *Montastraea cavernosa*; g) *Mussismilia hispida*; and h) *Millepora nitida* (front), *Mussismilia hispida* (back).

2. As espécies de coral e de milepora afetadas pelo branqueamento

Em todos os recifes investigados foi registrado branqueamento em onze espécies de corais zooxantelados: *Mussismilia braziliensis, M. hispida, M. harttii, Siderastrea* spp., *Montastraea cavernosa, Porites astreoides, P. branneri, Favia gravida, F. leptophylla, Agaricia agaricites* e *Madracis decactis*, e nas três espécies de mileporas: *Millepora alcicornis, M. nitida* e *M. braziliensis*. As espécies com abundância relativa <0,5% foram consideradas "raras" de acordo com Margalef (1989) e são elas: *Porites branneri*, *Favia gravida, Madracis decactis, Millepora nitida* e *Millepora braziliensis*. Das 10511 colônias contadas nos recifes investigados, apenas 1273 foram afetadas por branqueamento (12%), e os percentuais de colônias afetadas variaram entre 3 e 79%. Excetuando as espécies "raras", em apenas cinco espécies o percentual de branqueamento atingiu valores acima de 10% (Tabela 1).

Entre as colônias branqueadas, 10 espécies de coral e duas de milepora apresentaram branqueamento do tipo "Forte", com valores

Tabela 1. Número total de colônias, abundância relativa e percentual de branqueamento das espécies de coral e de milepora identificadas nos recifes da Bahia durante levantamentos realizados entre 1998 e 2005, de acordo com a metodologia do protocolo AGRRA (Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment) para quantificar branqueamento. Branqueamento Forte = área afetada branca; Branqueamento Fraco = área afetada pálida. Números em negrito = % colônias branqueadas > 10%, não considerando espécies raras* (abundância relativa < 0,5%).

Table 1. Number, relative abundance and bleaching percentage of identified coral and millepore species from reefs of Bahia, during surveys performed from 1998 to 2005, according to the AGRRA (Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment) methodology for quantifying coral bleaching. Heavy bleaching = affected area white; Light bleaching = affected area pale. Bold numbers = Bleached colonies > 10%, not considering rare species* (relative abundance < 0.5%).

Espécies	Colônias identificadas		Colônias branqueadas		Branqueamento forte		Branqueamento fraco	
	(#)	(%)	(#)	(%)	(#)	(%)	(#)	(%)
Mussismilia braziliensis	4904	46,7	153	3	36	1	121	2
Mussismilia hispida	759	7,2	270	**35**	90	**12**	173	**23**
Mussismilia harttii	1112	10,6	34	3	10	1	21	2
Siderastrea spp.	1148	10,9	443	**39**	92	8	356	**31**
Montastraea cavernosa	774	7,4	95	**12**	6	1	84	**11**
Porites astreoides	157	1,5	14	**10**	5	3	11	7
*Porites branneri**	35	0,4	12	36	6	18	6	18
*Favia gravida**	30	0,3	15	47	5	17	9	30
Favia leptophylla	120	1,1	4	3	0	0	4	3
Agaricia agaricites	199	1,8	159	**79**	138	**69**	21	**10**
*Madracis decactis**	2	0,01	1	50	1	50	0	0
Millepora alcicornis	1250	11,8	68	6	25	2	48	4
*Millepora nitida**	9	0,1	3	33	1	10	2	20
*Millepora braziliensis**	12	0,1	2	17	0	0	2	17
Totais	10511	100	1273	12%	415	4%	858	8%

entre 1 e 69%. Entre as espécies consideradas raras (abundância relativa <0,5%), nas três de coral e em uma de milepora o branqueamento atingiu valores acima de 10%. Das 13 espécies mais freqüentes (corais e mileporas) que apresentaram branqueamento "Fraco" (entre 2 e 31%), quatro espécies apresentaram percentuais de colônias branqueadas acima de 10%. Chama-se a atenção para o fato de que entre as espécies "raras" que tiveram mais de 10% das suas colônias afetadas, salientam-se as espécies *Porites branneri* e *Favia gravida* que ocorreram em maior freqüência nos recifes do Litoral Norte (Tabela 1).

Os maiores percentuais de colônias branqueadas foram observados nos recifes do Litoral Norte do estado (LN 62%) e das ilhas de Tinharé e Boipeba (T/B 25%) (Tabela 2) nos anos de 1998 (62%) e 2003 (33%), e em menor proporção no ano de 2005 (18%) (Tabela 3) durante eventos de anomalias térmicas mais elevadas.

Mussismilia braziliensis – esta espécie apresentou o maior número de colônias avaliadas (4904) com percentual de colônias branqueadas de apenas 3%, sendo 1% de branqueamento do tipo "Forte" (Tabela 1). Nos recifes de Abrolhos onde esta espécie apresentou a maior ocorrência (>4000 colônias), o branqueamento não atingiu mais de 3% das colônias, porém nos recifes dos Itacolomis e das ilhas de Tinharé e Boipeba o percentual de colônias afetadas variou entre 10 e 24%, respectivamente (Tabela 2). Os percentuais mais altos de branqueamento em *M. braziliensis* ocorreram durante os eventos de anomalias térmicas dos anos de 2003 (16%) e 2005 (18%) (Tabela 3).

Mussismilia hispida – esta espécie ocupa o sexto lugar entre as espécies que apresentaram mais de 100 colônias avaliadas, e é a segunda no percentual de colônias branqueadas (35%), sendo 12% de branqueamento do tipo "Forte" e 23% do tipo "Fraco" (Tabela 1). Ela foi abundante nos recifes do Litoral Norte e das ilhas de Tinharé e Boipeba onde o número de colônias contadas foi superior a 300, com teores de branqueamento variando entre 56 e 16% respectivamente (Tabela 2). Os maiores percentuais de colônias branqueadas desta espécie foram observados durante os eventos que ocorreram nos anos de 1998 no Litoral Norte (56%) e de 2003 nas ilhas de Tinharé e Boipeba (35%) (Tabela 3).

Mussismilia harttii – esta espécie ocupa o quarto lugar no número de colônias avaliadas (1112), porém com percentual de colônias branqueadas de 3% (Tabela 1). O maior número de colônias foi observado nos recifes de Abrolhos (>900 colônias), nos recifes dos Itacolomis foram contadas 71 colônias e nos recifes das ilhas de Tinharé e Boipeba foram registradas apenas 17 colônias. Esta espécie não foi observada durante inspeção realizada nos recifes do Litoral Norte (Tabela 2). Percentual acima de 10% de colônias branqueadas ocorreu em 2005 nos recifes dos Itacolomis e das ilhas do Arquipélago dos Abrolhos (Tabela 3).

Siderastrea spp. – as colônias dos corais pertencentes ao complexo *Siderastrea* (este coral não foi identificado no campo em nível de espécie) ocupam a terceira colocação em número de colônias investigadas (1148) e a segunda em percentual de colônias branqueadas (39%), com a maioria do tipo branqueamento "Fraco" (31%) (Tabela 1). Elas foram observadas em todos os recifes investigados com números variando entre o mínimo de 16 (Itacolomis) e o máximo de 478 (Litoral Norte) e percentuais de colônias branqueadas entre 8% nos recifes do arco costeiro de Abrolhos e 65% no Litoral Norte (Tabela 2). Os maiores percentuais de branqueamento ocorreram durante eventos de anomalias térmicas dos anos de 1998 (65%) e 2003 (81%) (Tabela 3).

Tabela 2. Número total de colônias investigadas e percentual de colônias branqueadas das espécies de coral e de milepora identificadas em cada recife da Bahia durante levantamentos realizados entre 1998 e 2005. LN = Litoral Norte (1998); T/B = Tinharé e Boipeba (2002 – 2003); ITA = Itacolomis (2005); ABC = Abrolhos recifes costeiros (2001 a 2003); ABA = Abrolhos recifes do Arquipélago (2000 a 2005); PAB = Parcel dos Abrolhos (2000 a 2003). Números em negrito = branqueamento > 10%, não considerando espécies raras* (abundância relativa < 0,5%).

Table 2. Number of investigated coral colonies and bleaching percentage of identified coral and millepore species in every reef of Bahia, during surveys performed from 1998 to 2005. LN = Litoral Norte (1998); T/B = Tinharé and Boipeba (2002 – 2003); ITA = Itacolomis (2005); ABC = Abrolhos coastal reefs (2001 a 2003); ABA = Abrolhos reefs from the Arquipélago (2000 a 2005); PAB = Parcel of Abrolhos (2000 a 2003). Bold numbers = Bleached colonies > 10%, not considering rare species* (relative abundance < 0.5%).

Espécies	LN		T/B		ITA		ABC		ABA		PAB	
	Total (#)	Branq (%)	Total (#)	Branq (%)	Total (#)	Branq (%)	Total (#)	Branq (%)	Total (#)	Branq (%)	Total (#)	Branq (%)
Mussismilia braziliensis	0	0	92	**24**	23	**10**	1250	2	2235	3	1304	3
Mussismilia hispida	342	**56**	396	**16**	4	25	7	0	3	0	7	0
Mussismilia harttii	0	0	17	**20**	71	6	839	1	50	**14**	135	7
Siderastrea spp.	478	**65**	99	**58**	16	**20**	292	8	77	**21**	186	**20**
Montastraea cavernosa	52	8	12	8	21	**29**	499	**11**	118	**10**	72	**18**
Porites astreoides	0	0	33	**15**	12	8	28	0	17	6	67	**13**
*Porites branneri**	12	66	12	33	0	0	2	0	0	0	9	0
*Favia gravida**	29	45	1	100	0	0	0	0	0	0	0	0
Favia leptophylla	0	0	0	0	3	0	67	3	31	0	19	**10**
Agaricia agaricites	195	**79**	4	80	0	0	0	0	0	0	0	0
*Madracis decactis**	0	0	2	50	0	0	0	0	0	0	0	0
Millepora alcicornis	0	0	11	**36**	128	6	845	5	74	**14**	192	3
*Millepora nitida**	0	0	0	0	0	0	9	33	0	0	0	0
*Millepora braziliensis**	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	5	40
Total de colônias branqueadas		62%		25%		9%		4%		4%		6%

LN = Litoral Norte (1998); T/B = Tinharé e Boipeba (2002 – 2003); ITA = Itacolomis (2005); ABC = Abrolhos recifes costeiros (2001 a 2003); ABA = Abrolhos recifes do Arquipélago (2000 a 2005); e PAB = Parcel dos Abrolhos (2000 a 2003).

LN = North Coast (1998); T/B = Tinharé and Boipeba (2002, 2003); ITA = Itacolomis (2005); ABC = Abrolhos Coastal Reefs (2001 to 2003); ABA = Abrolhos Archipelago Reefs (2000 to 2005); and PAB = Parcel of Abrolhos (2000 to 2003).

Tabela 3. Número total de colônias investigadas e percentual de colônias branqueadas das espécies de coral e de milepora identificadas nos recifes da Bahia nos anos de 1998 (LN); 2000 (ABA, PAB); 2001 (ABC, ABA, PAB); 2002 (T/B, ABC, ABA, PAB); 2003 (T/B, ABC, PAB); 2005 (ITA, ABA). LN = Litoral Norte; T/B = Tinharé e Boipeba; ITA – Itacolomis; ABC = Abrolhos recifes costeiros; ABA = Abrolhos recifes do Arquipélago; PAB = Parcel dos Abrolhos. Números em negrito = Branqueamento > 10%, não considerando espécies raras* (abundância relativa < 0,5%).

Table 3. Number of investigated coral colonies and bleaching percentage of identified coral and millepore species from reefs of Bahia during the years of 1998 (LN); 2000 (ABA, PAB); 2001 (ABC, ABA, PAB); 2002 (T/B, ABC, ABA, PAB); 2003 (T/B, ABC, PAB); 2005 (ITA, ABA). LN = Litoral Norte; T/B = Tinharé and Boipeba; ITA – Itacolomis; ABC = Abrolhos coastal reefs; ABA = Abrolhos reefs of Arquipélago; PAB = Parcel of Abrolhos. Bold numbers = % bleached colonies > 10%, not considering rare species* (relative abundance < 0.5%).

Espécies	1998		2000		2001		2002		2003		2005	
	LN		ABA	PAB	ABC	ABA	T/B	ABC	T/B	ABC	ITA	ABA
	(#)	(%)	(#)	(%)	PAB		ABA	PAB	PAB		(#)	(%)
					(#)	(%)	(#)	(%)	(#)	(%)		
Mussismilia braziliensis	0	0	996	1	1771	2	1640	2	**147**	**16**	**350**	**18**
Mussismilia hispida	**342**	**56**	7	0	7	0	**277**	**13**	**122**	**35**	4	25
Mussismilia harttii	0	0	56	4	336	2	610	1	24	8	**86**	**21**
Siderastrea spp.	**478**	**65**	31	6	308	7	**234**	**20**	**65**	**81**	**32**	**22**
Montastraea cavernosa	52	8	**62**	**11**	**284**	**10**	**303**	**11**	**27**	**15**	**46**	**48**
Porites astreoides	0	0	3	33	49	0	80	9	13	31	**12**	**17**
*Porites branneri**	12	66	0	0	9	0	4	25	10	50	0	0
*Favia gravida**	29	45	0	0	0	0	0	0	1	100	0	0
Favia leptophylla	0	0	25	8	34	3	53	2	0	0	8	0
Agaricia agaricites	**195**	**79**	0	0	0	0	2	0	2	100	0	0
*Madracis decactis**	0	0	0	0	0	0	0	0	2	50	0	0
Millepora alcicornis	0	0	77	4	409	6	563	3	**62**	**27**	139	6
*Millepora nitida**	0	0	0	0	3	0	5	40	0	0	1	100
*Millepora braziliensis**	0	0	5	40	7	0	0	0	0	0	0	0
Total de colônias branqueadas		62%		2%		4%		5%		33%		18%

LN = Litoral Norte; T/B = Tinharé e Boipeba; ITA = Itacolomis; ABC = Abrolhos recifes costeiros; ABA = Abrolhos recifes do Arquipélago; e PAB = Parcel dos Abrolhos.

LN = North Coast; T/B = Tinharé and Boipeba; ITA = Itacolomis; ABC = Abrolhos Coastal Reefs; ABA = Abrolhos Archipelago Reefs; and PAB = Parcel of Abrolhos.

Montastraea cavernosa – esta espécie ocupa o quinto lugar em número de colônias avaliadas (774) com 12% de colônias branqueadas, predominantemente do tipo branqueamento "Fraco" (Tabela 1). Ela foi encontrada em maior quantidade nos recifes do arco costeiro (499) e do arquipélago de Abrolhos (118), onde os teores de branqueamento atingiram valores de 11 e 10%, respectivamente, porém o maior percentual de colônias branqueadas foi registrado nos recifes dos Itacolomis (29%) (Tabela 2). Percentuais variados de colônias branqueadas entre 10 e 15% ocorreram nos anos de 2000 a 2003, e em 2005 o percentual de colônias branqueadas atingiu 48% nos recifes dos Itacolomis e das ilhas do Arquipélago de Abrolhos (Tabela 3).

O gênero *Porites* – o número de colônias avaliadas da espécie *P. astreoides* foi maior (157) que da espécie *P. branneri* (35), a qual, entretanto, foi mais fortemente afetada pelo branqueamento (36% para *P. branneri* - 10% para *P. astreoides*) (Tabela 1). Colônias de *P. astreoides* foram registradas, à exceção dos recifes do Litoral Norte, em todos os demais recifes, com teores de colônias branqueadas variando entre 6% nos recifes do arquipélago e 15% nos recifes das ilhas de Tinharé e Boipeba. A espécie *P. branneri*, considerada espécie "rara" (abundância relativa <0,5%) apresentou maior número de colônias nos recifes do Litoral Norte e das ilhas de Tinharé e Boipeba, em ambas as localidades com 12 colônias, porém com teores altos de branqueamento, 66 e 33%, respectivamente (Tabela 2). Os maiores percentuais de branqueamento do gênero ocorreram nos anos de 1998 (LN, 66%) e 2003 (T/B, ABC, PAB, 81%) (Tabela 3).

O gênero *Favia* – embora nos recifes investigados a espécie *F. leptophylla* tenha apresentado uma maior freqüência que a espécie *F. gravida* com 120 e 30 colônias, respectivamente, *F. gravida*, considerada espécie "rara", apresentou um teor muito mais elevado de colônias branqueadas, 47% contra 3% para *F. leptophylla* (Tabela 1). Das 30 colônias registradas de *F. gravida*, 29 ocorreram nos recifes do Litoral Norte, das quais 45% foram observadas branqueadas durante o evento de 1998. *F. leptophylla* apresentou um registro maior nos recifes de Abrolhos onde o maior percentual de colônias branqueadas (8%) foi observado nos recifes do Parcel dos Abrolhos no ano de 2000 (Tabelas 2, 3).

Agaricia agaricites – é a espécie que apresentou o maior percentual de colônias branqueadas (79%), assim como também do tipo branqueamento "Forte" (69%) (Tabela 1, Figura 6). Ela foi registrada quase que exclusivamente nos recifes do Litoral Norte, com 79% das colônias branqueadas durante o evento de 1998 (Tabela 2), tendo sido observadas apenas quatro colônias nos recifes das ilhas de Tinharé e Boipeba, duas em 2002 e duas branqueadas em 2003 (Tabela 3).

Madracis decactis – esta espécie "rara" apresentou a menor ocorrência registrada nos recifes investigados, com duas espécies nos recifes das ilhas de Tinharé e Boipeba e apenas uma colônia com sinal de branqueamento no ano de 2003 (Tabelas 1, 2, 3).

O gênero *Millepora* – a espécie *Millepora alcicornis* foi a segunda em número de colônias registradas (1250) nos recifes da Bahia durante a realização deste trabalho, porém com percentual de branqueamento total inferior a 10% (Tabela 1). O maior percentual de colônias branqueadas ocorreu nos recifes das ilhas de Tinharé e Boipeba (36%), predominantemente durante o evento do ano de 2003 (27%) (Tabelas 2, 3). As outras duas espécies *M. nitida* e *M. braziliensis*, classificadas como "raras", só foram registradas nos recifes de Abrolhos, sendo nove colônias de *M. nítida* e 12 colônias de *M. braziliensis* (Tabelas 1, 2). Apenas três colônias de *M. nítida* (33%) foram observadas branqueadas, duas em 2002 e uma em 2005. Das 12 colônias de *M. braziliensis*, apenas duas (40%) estavam branqueadas nos recifes do Parcel dos Abrolhos no ano de 2000 (Tabelas 2, 3).

Discussão

Eventos de branqueamento de corais nos recifes do estado da Bahia registrados anteriormente a este trabalho ocorreram desde o verão de 1993/1994, e estiveram associados com a ocorrência de eventos El-Niño (Castro & Pires 1999, Leão et al. 1999, Dutra et al. 2000). Os eventos estudados durante a realização deste trabalho apontam, também, para a relação do fenômeno com a ocorrência de anomalias térmicas das águas superficiais do oceano. Todos os eventos relatados foram investigados nas áreas de maior ocorrência de recifes de coral da costa do estado da Bahia, descritas em Leão et al. (2003), quais sejam: o Litoral Norte do estado, a Baía de Todos os Santos, a região das ilhas de Tinharé e Boipeba e baía de Camamu, a região de Cabrália/Porto-Seguro, os recifes dos Itacolomis, em Corumbau, e a região de Abrolhos. Para todas estas regiões, foi verificado se havia relação entre a ocorrência de anomalias térmicas e o branqueamento de corais nos anos de 1998 a 2005. Os trabalhos de campo foram realizados sempre após algumas semanas do início da ocorrência da anomalia, para que se pudesse registrar a presença de corais já branqueados, considerando que o branqueamento comumente surge algumas semanas após o início da anomalia térmica (Goreau & Hayes 1994). No recife das Caramuanas, contudo, isto não ocorreu, pois o registro foi realizado seis meses após a ocorrência da anomalia térmica.

A ocorrência de branqueamento nos corais foi registrada em todas as regiões investigadas, exceto na região de Cabrália. No ano de investigação dos recifes de Cabrália (2004) a anomalia térmica observada na região foi de 0,25 °C, durante apenas uma semana (entre 13 e 20 de março) (Figura 4b), período que foi considerado insuficiente para causar branqueamento de coral nos recifes estudados.

Desde o final de janeiro até o início de maio de 1998, quando as anomalias térmicas no Litoral Norte da Bahia e na cidade de Salvador permaneceram iguais ou maiores que 0,5 °C, por 13 semanas, e atingindo 1 °C durante duas semanas, o percentual de colônias de corais branqueadas ultrapassou de 50% no Litoral Norte. Nos recifes das Caramuanas, na Baía de Todos os Santos, cerca de 20% dos corais apresentaram sinais de branqueamento ainda em outubro daquele ano. Este percentual mais baixo nos recifes das Caramuanas pode não representar o efeito que o aumento da temperatura da superfície do mar causou nos corais, pois a avaliação foi realizada seis meses após a ocorrência das anomalias térmicas (hot spots) para o norte da Bahia, um período provavelmente suficiente para que algumas espécies de coral já tivessem recuperado. Este fato coincide com o relato de Dutra et al. (2000) que aponta que o período de recuperação das espécies de coral do Litoral Norte ocorreu de seis a oito meses após o branqueamento, ligado à ocorrência do fenômeno El-Niño de 1997/1998 que causou a morte de aproximadamente 16% dos recifes de corais do mundo, particularmente dos oceanos Índico e Pacífico (Wilkinson & Souter 2008).

Uma anomalia térmica de 0,25 °C, em 2000, ocorreu na região de Abrolhos durante duas semanas alternadas, causando branqueamento em menos de 5% dos corais dos recifes em franja que bordejam as ilhas do arquipélago. Em 2002 na região das ilhas de Tinharé e Boipeba, uma anomalia de também 0,25 °C por duas semanas alternadas, causou branqueamento atingindo uma média de 12% dos corais nas quatro localidades inspecionadas. Em 2004, nesta mesma região, uma outra anomalia de 0,25 °C, por duas semanas seguidas, provocou branqueamento dos corais cujo percentual da superfície das colônias afetadas alcançou 14% nos recifes de Tinharé e Boipeba e 20% nos recifes de Camamu. Estas observações sugerem que anomalias de 0,25 °C, por duas semanas, podem causar branqueamento dos corais dos recifes rasos localizados muito próximos (<5 km) ou adjacentes à costa, com teores de até 20% da superfície das colônias atingidas.

Entretanto, este tipo de evento não causou níveis de branqueamento elevados nos corais dos recifes das ilhas do arquipélago dos Abrolhos que, embora também rasos, estão localizados a uma maior distância da costa (>50 km).

Anomalias térmicas entre 0,50 e 0,75 °C ocorreram em 2001 e 2002 em Abrolhos com duração não superior a uma semana, quando foi observado menos de 10% de colônias branqueadas. Em 2005 anomalias dentro desta mesma categoria, porém com duração de duas a três semanas causou branqueamento em mais de 20% dos corais dos recifes das ilhas do arquipélago, avaliados no mês de maio. Este fato indica que a associação entre o aumento da temperatura e a duração da anomalia foi a causa principal do aumento da freqüência do branqueamento de corais nesta região (Rodriguez-Ramirez et al. 2008). Embora não se tenha observado branqueamento extensivo em 2005 nos demais recifes da Bahia, este foi um ano considerado muito quente no hemisfério norte (Caribe e Atlântico), onde o branqueamento afetou de 50 a 90% das colônias dos corais (Wilkinson & Souter 2008).

Anomalias térmicas acima de 0,75 °C com duração de mais de uma semana, foram observadas em 2003 no Litoral Norte, na Baía de Todos os Santos, nas ilhas de Tinharé e Boipeba e na região de Abrolhos, causando branqueamento nos recifes investigados ao longo de uma extensão de quase 1.000 km. Mais uma vez os recifes rasos, localizados próximos e/ou adjacentes à costa foram os mais atingidos pelo branqueamento. Nas ilhas de Tinharé e Boipeba mais de 30% dos corais branquearam, nos recifes da Baía de Todos os Santos os corais tiveram mais de 50% da superfície de suas colônias branqueadas, enquanto que nos recifes de Abrolhos o percentual de colônias branqueadas variou entre 8 e 18%.

A relação entre as ocorrências de branqueamento nos recifes de corais da Bahia com os eventos de anomalias térmicas, entre 1998 e 2005, mostra que anomalias de 0,25 °C, com duração de mais de uma semana, causaram branqueamento acima de 10% nos recifes localizados muito próximos (<5 km) ou adjacentes à costa, e que durante eventos de anomalias superiores a 0,50 °C, com mesma duração, o percentual de colônias branqueadas, nestes recifes, atingiu valores acima de 30%. Na região de Abrolhos, onde os recifes estão localizados distantes da costa (>10 km), percentuais de branqueamento acima de 10% só ocorreram durante eventos de anomalias térmicas acima de 0,50 °C com duração de mais de duas semanas.

Os eventos mais fortes de branqueamento, anteriores e durante este trabalho, ocorreram durante os anos de 1993, de 1998 e de 2003, quando a temperatura da água registrou temperaturas elevadas coincidindo com a ocorrência de eventos El-Niño (http://ciram.epagri.rct-sc.br).

Medidas in situ da temperatura da água superficial na região do Litoral Norte, realizadas por Dutra (2000) durante o ano de 1998, indicam temperaturas máximas de 29,5 e 30,5 °C nos dias 14 e 17 de abril, respectivamente, quando houve indicação de anomalias térmicas de 0,50 °C, após um período de anomalias de 1 °C (ver figura 2a).

Para a região de Abrolhos, dados da temperatura da água para os últimos 30 anos, obtidos junto ao BNDO (Banco Nacional de Dados Oceanográficos) da DHN (Diretoria de Hidrografia e Navegação) mostram que as médias das temperaturas máximas de dezembro a maio de 1993, 1998 e 2003, alcançaram 26,7, 28,2 e 26,3 °C, respectivamente, e as temperaturas máximas de janeiro a abril de 1993, 1998 e 2003, alcançaram 27, 28,7 e 26,5 °C, respectivamente (ver Figura 7). Apesar de terem sido registradas anomalias de 1 °C com duração de mais de uma semana na região de Abrolhos em 2003, a temperatura máxima de janeiro a abril nesta região medida in situ foi de 26,5 °C, ou seja, 0,8 °C acima da média climatológica, que é de 25,7 °C nos últimos 30 anos em Abrolhos (1974-2005) (ver Figura 7). O fato de não ter ocorrido um aumento no percentual de colônias

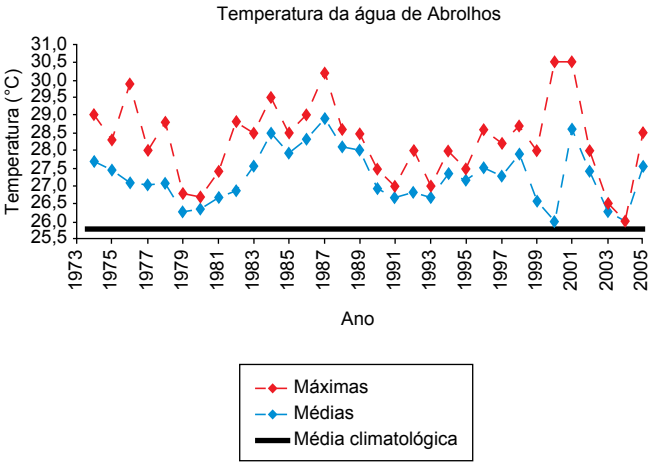


Figura 7. Dados da temperatura da superfície da água do mar (°C) da região de Abrolhos para os últimos 30 anos, obtidos junto ao BNDO (Banco Nacional de Dados Oceanográficos) da DHN (Diretoria de Hidrografia e Navegação) do Ministério da Marinha do Brasil. Linha em vermelho indica as temperaturas máximas de janeiro a abril, linha em azul indica as temperaturas médias das máximas de dezembro a maio e linha em preto indica a média climatológica de 30 anos.

Figure 7. Sea surface temperature (°C) from the Abrolhos region during the last 30 years (source: National Oceanographic Database of the Hidrography and Navigation Directory of the Brazilian Navy). Red line indicates maximum temperatures from January to April, blue line indicates the mean of maximum temperatures from December to May, and black line indicates the 30 years climatology mean.

branqueadas na região de Abrolhos (Abrolhos externo) no ano de 2003, como foi verificado nos recifes de Tinharé-Boipeba, pode ser devido à temperatura da água local de Abrolhos que não ultrapassou de 26,5 °C, a qual não foi suficiente para disparar o branqueamento dos corais mesmo com anomalias de 1 °C persistindo por mais de uma semana.

Em 2005 as médias das temperaturas máximas de dezembro a maio obtidas in situ alcançaram 27,5 °C, e a temperatura máxima de janeiro a abril alcançou 28,5 °C, ou seja, 2,8 °C acima da media climatológica nos últimos 30 anos em Abrolhos (25,7 °C, 1974-2005) levando ao dobro do percentual de colônias branqueadas em relação ao ano de 2002, quando a média das temperaturas máximas de dezembro a maio alcançou 27,8 °C e a máxima de janeiro a abril alcançou 28 °C (ver Figura 7). Apesar das medidas de temperaturas (médias e máximas) nos anos de 2002 e 2005 apresentarem valores semelhantes, provavelmente o aumento do percentual de colônias branqueadas em 2005 deve-se à persistência da anomalia de temperatura por mais de uma semana.

Nos recifes investigados observou-se, também, que algumas espécies de corais apresentaram-se mais afetadas que outras, tanto no percentual de colônias branqueadas como no grau de branqueamento, se forte ou fraco. E estes percentuais variaram dentro de um mesmo recife, em recifes localizados na mesma região e/ou em áreas recifais diferentes. Por exemplo, a espécie *Mussismilia braziliensis*, a mais abundante durante as inspeções realizadas, apresentou baixa freqüência de colônias branqueadas nos recifes da região de Abrolhos (<3%), enquanto que nos recifes da ilhas de Tinharé e Boipeba o percentual de colônias branqueadas desta espécie alcançou 24%. As espécies do complexo *Siderastrea* apresentaram comportamento semelhante, estavam presentes em todos os recifes investigados e os percentuais de colônias branqueadas foram muito maiores nos recifes do Litoral Norte e das ilhas de Tinharé e Boipeba (>50%)

que nos demais recifes (<20%). Espécies menos freqüentes como *Porites branneri* e *Agaricia agaricites*, apresentaram teores mais altos de colônias branqueadas (>35 e 75%, respectivamente) que as espécies mais abundantes.

Todos estes dados mostram que os eventos de maior ocorrência de colônias branqueadas e de maior número de espécies de corais afetadas, de 1998 a 2005 na costa da Bahia, estão fortemente relacionados com eventos de anomalias térmicas das águas superficiais do mar, e que os recifes que mostraram o maior percentual de corais afetados por branqueamento são os do Litoral Norte e das ilhas de Tinharé e Boipeba. Estes recifes estão localizados mais próximos da costa e, consequentemente, mais expostos aos efeitos dos impactos provenientes de processos que ocorrem na região costeira sob influência da atividade humana, a exemplo dos níveis elevados de nutrientes e das altas taxas de sedimentação. Levantamentos dos parâmetros indicadores das condições vitais dos recifes da Bahia, especificamente a taxa de cobertura de corais vivos, a densidade das colônias maiores que 20 cm, a densidade dos recrutas de corais e o percentual de morte recente nos corais construtores, evidenciam a deterioração dos recifes costeiros em relação aos recifes localizados mais distantes da costa (Kikuchi et al. 2008) (Figura 8). Esta condição de estresse dos recifes costeiros pode estar tornando-os mais susceptíveis ao branqueamento. Exemplos da literatura mostram que o grau de impacto do aquecimento das águas sobre os recifes depende da extensão de degradação a que eles já se apresentam, como em vários recifes da Jamaica e da Flórida, que devido ao estado de deterioração em conseqüência dos efeitos de ações de origem antropogênica, foram fortemente afetados durante eventos sucessivos de branqueamento (Hughes et al. 2003, Goldberg & Wilkinson 2004). Em longo prazo, a recuperação destes recifes expostos a vários tipos de estressores ambientais vai depender tanto do grau de aclimatação e/ou adaptação dos corais às novas temperaturas como, também, à freqüência dos distúrbios (MacField et al. 2008).

Embora os percentuais de colônias branqueadas nos recifes costeiros da Bahia em alguns casos tenham sido relativamente altos (>50%), até o momento não foi observada mortalidade em massa desses corais. Seria isto uma indicação de que algumas espécies de corais dos recifes brasileiros já estejam adaptadas a estas variações ambientais? Segundo registros da literatura há espécies de coral que branqueiam e morrem em resposta ao aquecimento da água e há outras espécies que branqueiam e sobrevivem (McClanaham 2004). Para aquelas que sobrevivem ao branqueamento, as variações da temperatura da água do mar podem se tornar um potencial para sua aclimatação ou adaptação e, assim, elas irão apresentar uma maior resistência ao atual cenário de aquecimento da água superficial dos oceanos. Já para aquelas que apresentam uma maior susceptibilidade às variações da temperatura da água e têm ocorrência mais baixa, pode aumentar a chance de sua extinção regional (McClanaham et al. 2007). No caso dos recifes estudados as espécies mais afetadas pelo branqueamento foram aquelas mais comuns nos recifes costeiros, onde os corais têm sobrevivido a episódios de branqueamento mais forte. Segundo observações de Causey (2008), as espécies que já estão adaptadas a uma maior variação das condições ambientais, porque estão normalmente mais expostas a níveis elevados de nutrientes e a variações sazonais mais altas da temperatura da água, podem já estar mais resistentes aos efeitos do pós branqueamento, por exemplo doenças infecciosas e mortalidade em massa.

Nos recifes de Abrolhos, onde a espécie *Mussismilia braziliensis* tem uma freqüência alta, porém o nível de branqueamento tem sido mais baixo, a partir de 2005 foi observada a ocorrência de corais desta espécie apresentando sinais de doenças infecciosas (Francini-Filho et al. 2008). Este fato merece atenção considerando que embora o grau de branqueamento observado em Abrolhos tenha

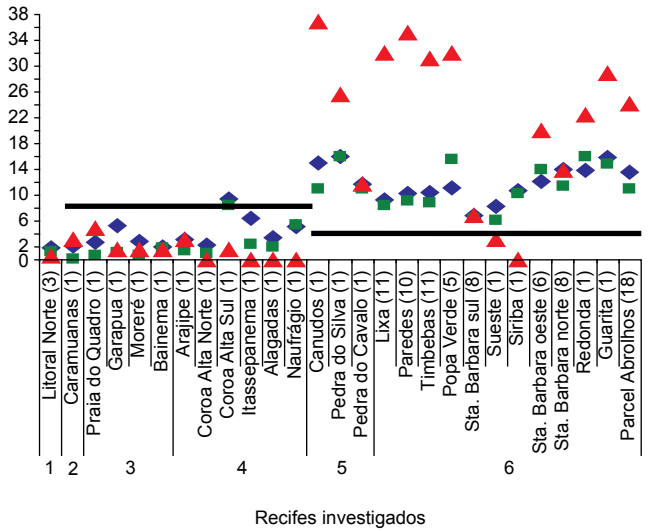


Figure 8. Quatro indicadores das condições vitais dos recifes da Bahia: % da cobertura viva de coral (azul), densidade de colônias de corais com diâmetro maior que 20 cm (verde), densidade de recrutas de corais, colônias menores que 2 cm de diâmetro (vermelho), média do % de mortalidade recente em corais (faixa em preto), evidenciando que os recifes costeiros (1 = Litoral Norte, 2 = Baía de Todos os Santos, 3 = Tinharé e Boipeba, 4 = Cabrália) localizados < 5 km da costa, apresentam condições vitais inferiores aos recifes localizados afastados da costa >10 km (5 = Itacolomis, 6 = Abrolhos). (1) = número de estações. Fonte dos dados: Kikuchi et al. 2008.

Figure 8. Four coral indicators of the vitality of Bahian Reefs: % live stone coral cover (blue), density of corals with diameter >25 cm (green), density of coral recruits, colonies with diameter <2 cm (red), mean % recent mortality (black line), showing that the nearshore reefs (1 = North Coast, 2 = Todos os Santos Bay, 3 = Tinharé and Boipeba Islands, 4 = Cabrália), located <5 km from the coastline are in poorer condition than the offshore reefs, which are located >10 km from the coast (5 = Itacolomis, 6 = Abrolhos). (1) = number of reef sites. Data from Kikuchi et al. 2008.

sido relativamente baixo, esta espécie de coral é um importante construtor dos recifes da região. Dados da literatura indicam que corais branqueados estão mais vulneráveis às infecções por patógenos causadores de diversos tipos de doenças e que estas doenças têm provocado a extinção de vastas áreas recifais (Bellwood et al. 2004, Kleypas & Hoegh-Gulberg 2008).

Quais seriam, assim, as melhores alternativas para minimizar os efeitos sinérgicos de eventos sucessivos de branqueamento, e de impactos derivados de atividades antropogênicas? Segundo Wilkinson & Souter (2008) – "Recifes com melhor manejo irão recuperar mais rapidamente que aqueles sob impacto humano". Isto significa que é preciso melhorar a proteção dos recifes, principalmente daqueles que são naturalmente mais resistentes ou tolerantes ao branqueamento, reduzindo as pressões locais nos próprios recifes e nos ecossistemas correlatos, para favorecer sua recuperação e/ou resiliência. Para isto é preciso evitar a destruição de manguezais, assim como controlar o desenvolvimento urbano das regiões costeiras. É necessário, também, que o branqueamento de coral esteja integrado nos esforços do manejo dos recifes e que os gestores conheçam como diferentes recifes irão responder ao aumento continuado da temperatura da água, nos próximos anos (MacField et al. 2008).

Agradecimentos

Os autores agradecem a todos aqueles que pelo menos uma vez fizeram parte do time AGRRA: Viviane Testa, Leo Dutra, Saulo

Spanó, Cláudio Sampaio, Bertrand Feitosa, Marcelo Telles, Rafael Silva, Igor Cruz e Antonio Bonicci Neto, e aos membros da equipe de campo do programa MMAS (Marine Management Areas Sciences) Rodrigo Moura e Eric Joelico que participaram dos trabalhos de campo nos recifes dos Itacolomis no ano de 2005. Agradecimentos são extensivos aos dirigentes do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos e da Conservação Internacional do Brasil, em Caravelas, pelo apoio logístico durante os trabalhos de campo, e a Igor Cruz pelo auxílio na aquisição dos dados das anomalias térmicas. Os trabalhos realizados durante estes anos foram financiados através projetos aprovados pelo Conselho Nacional do Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq, Proc. #47218/03-1), pelo Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT – SEPED – CGMGC, Proc. #01200005221/2001-70), pela Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB, Proc. # ET31/2004), pela National Oceanographic and Atmospheric Administration (NOAA) e pela Moore Foundation. Os dados dos recifes de Tinharé, Boipeba e Camamu foram obtidos através relatórios técnicos requisitados pela empresa El Paso e Gás Ltda, e da região de Cabrália pela Veracel Ltda. Z.M.A.N.L. e R.K.P.K. são bolsistas de produtividade em pesquisa do CNPq. Durante a realização das pesquisas M.D.M.O. recebeu bolsas da FAPESB (Mestrado) e do CNPq (Doutorado). Este artigo foi produzido sob os auspícios do Projeto Pró-Abrolhos, Instituto do Milênio 2006 - Convênio IOUSP/ CNPq, que proporciona a continuidade desta pesquisa.

Referências Bibliográficas

ARONSON, R.B. & SWANSON, D.W. 1997. Video surveys: Uni - and multivariate applications. Proc. 8th Int. Coral Reef Symp. Smithsonian Tropical Research Institute, Panamá City, 2:1441-1446.

BELLWOOD, D.R., HUGHES, T.P., FOLKE, C. & NYSTROM, M. 2004. Confronting the coral reef crisis. Nature 429(6994):827-833.

BIRKELAND, C. 1997. Life and death of coral reefs. Chapman & Hall, New York.

BROWN, B.E. 1997. Coral bleaching: causes and consequences. Coral Reefs 16(2):129-138.

BOWN, B.E.. & OGDEN, J.C. 1993. Coral bleaching – environmental stress can cause irreparable harm to coral reefs. Sci. Am. 268(1):64-70.

CARLETON, J.H. & DONE, T.J. 1995. Quantitative video sampling of coral reef benthos: large-scale application. Coral Reefs 14(1):35-46.

CASTRO, C.B. & PIRES, D.O. 1999. A bleaching event on a Brazilian coral reef. Rev. Bras. Oceanogr. 47(1):87-90.

CAUSEY, B. 2008. The history of massive coral bleaching and other perturbations in the Florida Keys. In Status of Caribbean coral reefs after bleaching and hurricanes in 2005 (C. Wilkinson & D. Souter, eds.). Global Coral Reef Monitoring Network – GCRMN, Australian Institute of Marine Science, Townsville, p.61-67.

CONNELL, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reef. Science 199(4335):1302-1310.

COPPER, P. 1994. Ancient reef ecosystem expansion and collapse. Coral Reefs 13(1):3-11.

COSTA, C.F. & AMARAL, F.M.D. 2002. Density and size differences in zooxanthellae from five reef-building coral species from Brazil. Proceed. 9th Intern. Coral Reef Symp. Indonesian Institute of Sciences, Bali 1:159-162.

COSTA, C.F., AMARAL, F.M.D. & SASSI, R. 2001. Branqueamento em *Siderastrea stellata* (Cnidaria, Scleractinia) da praia de Gaibu, Pernambuco, Brasil. Rev. Nordestina Biol. 15(1):15-22.

COSTA, C.F., COUTINHO, C.S., SASSI, R. & BRITO, L.A.C. 2004. Microsymbionts of *Siderastrea stellata* (Cnidaria, Scleractinia) in coastal reefs of Cabo Branco, State of Paraíba, Northeastern Brazil. Trop. Oceanogr. 32(2):173-181.

DUTRA, L.X.C. 2000. O branqueamento de corais hermatípicos no Litoral Norte da Bahia associado ao evento El-Niño/98. Monografia de Bacharelado, Universidade Federal da Bahia, Instituto de Biologia, Salvador, Bahia.

DUTRA, L.X.C., KIKUCHI, R.K.P. & LEÃO, Z.M.A.N. 2000. Thirteen months monitoring coral bleaching on Bahia's north coast, Brazil. Proceed. 9th Int. Coral Reef Symp. Indonesian Institute of Sciences, Bali, p.373.

DUTRA, L.X.C., KIKUCHI, R.K.P. & LEÃO, Z.M.A.N. 2006 . Todos os Santos Bay coral reefs, Eastern Brazil, revisited after 40 years. Proceed. 10th Int. Coral Reef Symp. Japoneze Coral Reef society, Okinawa, p.1090-1095.

FAUTIN, D.G. & BUDDEMEIER, R.W. 2004. Adaptive bleaching: a general phenomenon. Hydrobiologia 530/531(1-3):459-467.

FERREIRA, B.P. & MAIDA, M. 2006. Monitoramento dos recifes de coral do Brasil – situação atual e perspectivas. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília.

FITT, W.K., SPERO, H.J., HALAS, J., WHITE, M.W. & PORTER, J.W. 1993. Recovery of the coral *Montastrea annularis* in the Florida Keys after the 1987 Caribbean "Bleaching event". Coral Reefs 12(2):57-64.

FRANCINI-FILHO, R.B., MOURA, R.L., THOMPSON, F., REIS, R.D., KAUFMAN, L., KIKUCHI, R.K.P. & LEÃO, Z.M.A.N. 2008. Diseases leading to accelerated decline of reef corals in the largest South Atlantic reef complex (Abrolhos Bank, Eastern Brazil). Mar. Pol. Bul. doi:10.1016/j.marpolbul.2008.02.013.

GARDNER, T.A., COTE, I.M., GILL, F.A., GRANT, A. & WATKINSON, A.R. 2003. Long-term region-wide declines in Caribbean corals. Science 301(5635):958-960.

GINSBURG, R.N., KRAMER, P., LANG, J.C., SALE, P. & STENECK, R.S. 1998. AGRRA, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment: http://agrra.org (último acesso em 01/2005).

GLYNN, P.W. 1990.Global Ecological Consequences of the 1982-1983 El-Niño Southern Oscillations. Elsevier Oceanography, Amsterdam.

GLYNN, P.W. 1993. Coral reef bleaching: ecological perspective. Coral Reefs 129(1):1-17.

GOLDBERG, J. & WILKINSON, C. 2004. Status of coral reefs of the World 2004. GCRMN, Australian Institute of Marine Science, Townsville, p.67-92.

GOREAU, T.J. & HAYES, R.L. 1994. Coral bleaching and ocean hotspots. Ambio 23(3):176-180.

GOREAU, T.J. & MACFARLANE, A.H. 1990. Reduced growth rate of *Montastrea annularis* following the 1987-88 coral-bleaching event. Coral Reefs 8(4):211-215.

HUGHES, T.P., BAIRD, A.H., BELLWOOD, D.R., CARD, M., CONNOLLY, S.R., FOLKE, C., GROSBERG, R., HOEGH-GULDBERG, O., JACKSON, J.B.C., KLEYPAS, J., LOUGH, J.M., MARSHALL, P., NYSTRÖM, M., PALUMBI, S.R., PANDOLFI, J.M., ROSEN, B. & ROUGHGARDEN, J. 2003. Climate change, human impacts and the resilience of coral reefs. Science 301(5635):929-933.

JACKSON, J.B.C., KIRBY, M.X., BERGER, W.H., BJORNDAL, K.A., BOTSFORD, L.W., BOURQUE, B.J., BRADBURY, R.H., COOKE, R., ERLANDSON, J., ESTES, J.A., HUGHES, T.P., STENECK, R.S., TEGNER, M.J. & WARNER, R.R. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. Science 293(5530):629-636.

KIKUCHI, R.K.P., LEÃO, Z.M.A.N. & OLIVEIRA, M.D.M. 2008. Diagnostic and monitoring program of coral reefs from Eastern Brazil. Rev. Biol. Trop. (in press).

KIKUCHI R, K.P., LEÃO, Z.M.A.N., TESTA, V., DUTRA, L.X.C. & SPANÓ, S. 2003. Rapid assessment of Abrolhos reefs, eastern Brazil (Part 1: stony corals and algae) Atoll Res. Bull. 496:172-188.

KLEYPAS, J. & HOEGH-GULDBERG, O. 2008. Coral reefs and climate change: susceptibility and consequences. In Status of Caribbean coral reefs after bleaching and hurricanes in 2005 (C. Wilkinson & D. Souter, eds.). Global Coral Reef Monitoring Network – GCRMN, Australian Institute of Marine Science, Townsville, p.19-29.

KNOWLTON, N. & JACKSON, J.B. 2008. Shifting baselines, local impacts and global change on coral reefs. PloS Biol. 6(2):0215-0220.

KÜHLMANN, D.H.H. 1988. The sensitivity of coral reefs to environmental pollution. Ambio 17(1):13-21.

LEÃO, Z.M.A.N., KIKUCHI, R.K.P. & TESTA, V. 2003. Corals and Coral Reefs of Brazil. In Latin America Coral Reefs (J. Cortês ed.). Elsevier Publisher, Amsterdam, p.9-52.

LEÃO, Z.M.A.N., KIKUCHI, R.K.P., TESTA, V., TELLES, M.D., PEREIRA, J.L.J., DUTRA, L.X.C. & SAMPAIO, C.L.S. 1999. First coral reef assessment in the southern hemisphere applying the AGRRA rapid protocol (Caramuanas Reef, Bahia, Brazil). International Conference on Scientific Aspects of Coral Reef Assessement, Monitoring, Restoration, Fort Lauderdale, p.422-423.

MACFIELD, M., BOOD, N., ARRIVILLAGA, A., RINOS, A.F. & VIRUEL, R.M. 2008. Status of the Mesoamerican reefs after the 2005 coral bleaching event. In Status of Caribbean coral reefs after bleaching and hurricanes in 2005 (C. Wilkinson & D. Souter, eds.). Global Coral Reef Monitoring Network – GCRMN. Australian Institute of Marine Science, Australian, p.45-60.

MARGALEF, R. 1989. Ecologia. Ediciones Omega, Barcelona.

McCLANAHAM, T.R. 2004. The relationtship between bleaching and mortality of common corals. Mar. Biol. 144(6):1239-1245.

McCLANAHAM, T.R., ATEWEBERHAM, M., GRAHAM, N.A.J., WILSON, S.K., RUIZ-SEBASTIAN, C., GUILLAUME, M.M.M. & BRUGGEMANN, J.H. 2007. Western Indian Ocean coral communities: bleaching responses and susceptibility to extinction. Mar. Ecol. Prog. Ser. 337:1-13.

MICHALEK-WAGNER, K. & WILLIS, B. 2001. Impacts of bleaching on the soft coral *Lobophyton compactum*, 1. Fecundity, fertilization and offspring viability. Coral Reefs 19(3):231-239.

MIGOTTO, A.E. 1997. Anthozoan bleaching on the southeastern coast of Brazil in the summer of 1994. In Proc. Intern. Conference on Coelenterate Biology, 6, 1995. ICCB, Leeuwenhorst, p.329-335.

MOBERG, F. & FOLKE, C. 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. Ecol. Econ. 29(2):215-233.

MULLER-PARKER, G. & D'ELIA, S.F. 1997. Interactions between corals and their symbiotic algae. In Life and depth of coral reefs (C. Bikerland, ed.). Chapman and Hall, New York., p.96-112.

MUSCATINE, L. 1990. The role of symbiotic algae in carbon and energy flux in reef corals. In Ecosystems of the world 25: Coral Reefs (Z. Dubinsky, ed.). Elsevier, New York, p.75-84.

OLIVEIRA, M.D.M., KIKUCHI, R.K.P., LEÃO, Z.M.AN. & DUTRA, L.X.C. 2004. Coral bleaching in Brazil, Western South Atlantic. In Abstract 10th Intern. Coral Reef Symp. Japoneze Coral Reef Society, Okinawa, p.406.

PAGE, C., COLEMAN, G., NINIO, R. & OSBORNE, K. 2001. Surveys of benthic reef communities using underwater video. Long-term Monitoring of the Great Barrier Reef Standard Operational Procedure Number 2. Australian Institute of Marine Science, Townsvile, 45p.

PANDOLFI, J.M., BRADBURY, R.H., SALA, E., HUGHES, T.P., BJORNDAL, K.A., COOKE, R.G., McARDLE, D., McCLENACHAN, L., NEWMAN, M.J., PAREDES, G., WARNER, R.R. & JACKSON, J.B.C. 2003. Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. Science 301(5635):955-958.

RODRIGUEZ-RAMIREZ, A., BASTIDAS, C., RODRIGUEZ, S., LEÃO, Z., KIKUCHI, R., OLIVEIRA, M., GIL, D., GARZON-FERREIRA, J., REYES-NIVIA, M.C., NAVAS-CAMACHO, R., SANTODOMINGO, N., DIAZ-POLIDO, G., VENERA-PONTON, D., FLOREZ-LEIVA, L., RANGEL-CAMPO, A., OROZCO, C., MARQUEZ, J.C., ZEA, S., LOPEZ-VICTORIA, M., SANCHEZ, J.A. & HURTADO, M.C. 2008. The effects of coral bleaching in Southern Tropical America: Brazil, Colombia and Venezuela. In Status of Caribbean coral reefs after bleaching and hurricanes in 2005. (C. Wilkinson & D. Souter, eds.). Global Coral Reef Monitoring Network – GCRMN. Australian Institute of Marine Science, Townsville, p.105-114.

STANLEY JR., G.D. 2006. Photosymbiosis and the evolution of modern coral reefs. Science 312(5775):857-858.

SZMANT, A.M. & GASSMAN, N.J. 1990. The effects of prolonged bleaching on the tissue biomass and reproduction of the reef coral *Montastrea annularis*. Coral Reefs 8(4):217-224.

WALTHER, G.R., POST, E., CONVEY, P., MENZEL, A., PARMESAN, C., BEEBEE, T.J.C., FROMENTIN, J.M., HOEGH-GULDBERG, O. & BAIRLEIN, F. 2002. Ecological responses to recent climate change. Nature 416(6879):389-395.

WILKINSON, C. 2002. Status of coral reefs of the world 2002. GCRMN. Australian Institute of Marine Science, Townsville, Australia, p.7-44.

WILKINSON, C. & SOUTER, D. 2008. Status of Caribbean coral reefs after bleaching and hurricanes in 2005. Global Coral Reef Monitoring Network – GCRMN. Australian Institute of Marine Science, Townsville, p.3-13.

WILKINSON, C., LAUDEN, O., CESAR, H., HODGSON, G., RUBENS, J. & STRONG, A. 1999. Ecological and socioeconomic impacts of 1998 coral mortality in the Indian Ocean. An ENSO impact and a warning of future change? Ambio 28(4):188-196.

Recebido: 09/11/07
Versão revisada recebida em:27/03/08
Publicado em 25/07/08

Registro da família Eiconaxiidae Sakai & Ohta, 2005 (Crustacea: Decapoda: Thalassinidea) no Brasil, com redescrição de *Eiconaxius carinatus* (Bouvier 1925)

Marilena Ramos-Porto[1,6], Petrônio Alves Coelho[2,3], Kátia Cristina de Araújo Silva[4],

Girlene Fábia Segundo Viana[5] & Israel Hidenburgo Aniceto Cintra[4]

[1]Departamento de Pesca e Aqüicultura,
Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFPE,
Av. Dom Manuel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos, CEP 52171-030, Recife, PE, Brasil
[2]Departamento de Oceanografia,
Universidade Federal de Pernambuco – UFPE,
Av. Arquitetura, s/n, Cidade Universitária, CEP 50601-910, Recife, PE, Brasil, www.ufpe.br/docean
[3]Fundação de Amparo a Pesquisa de Estado de Alagoas – FAPEAL/CNPq,
e-mail: pacoelhoi@yahoo.com.br
[4]Instituto Sócio-Ambiental e dos Recursos Hídricos,
Universidade Federal Rural da Amazônia – UFRA,
Av. Tancredo Neves, 2501, Montese, Belém, PA, Brasil, e-mail: katia.silva@ufra.edu.br
[5] Unidade Acadêmica de Serra Talhada – UAST,
Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFPE,
Fazenda Saco, s/n, CP 063, CEP 56900-000, Serra Talhada, PE, Brasil, e-mail: fabiaviana@yahoo.com.br
[6]Autor para correspondência: Marilena Ramos-Porto, e-mail: lenaporto@gmail.com

RAMOS-PORTO, M., COELHO, P.A., SILVA, K.C.A., VIANA, G.F.S. & CINTRA, I.H.A. 2008. **First record of family Eiconaxiidae Sakai & Ohta, 2005 (Crustacea: Decapoda: Thalassinidea) in Brazil, with redescription of *Eiconaxius carinatus* (Bouvier 1925)**. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?article+bn00908032008.

Abstract: *Eiconaxius carinatus* (Bouvier 1925) is characterized, mostly, by smooth rostral lateral carinae, merus of major chela with smooth dorsal carina, palm of major chela with dorsal carina evident and length of fingers of minor chela less than the palm length. One specimen was collected off the state of Maranhão (00° 08' N and 44° 32'W) in a depth of 247 m; this species was known previously from Florida and West Indies (Saint Croix and Saint Vincent), in depths between 161 and 339 m. This record is the first record of this family for Brazil.
Keywords: *Decapoda, Thalassinidea, Eiconaxiidae, Eiconaxius carinatus, first record, Brazil.*

RAMOS-PORTO, M., COELHO, P.A., SILVA, K.C.A., VIANA, G.F.S. & CINTRA, I.H.A. 2008. **Primeiro registro da família Eiconaxiidae Sakai & Ohta, 2005 (Crustacea: Decapoda: Thalassinidea) no Brasil, com redescrição de *Eiconaxius carinatus* (Bouvier 1925)**. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?article+bn00908032008.

Resumo: *Eiconaxius carinatus* (Bouvier 1925) caracteriza-se, principalmente, por apresentar carenas laterais do rostro lisas, mero da quela maior com carena dorsal lisa, palma da quela maior exibindo carena dorsal bem nítida e dedos da quela menor de comprimento inferior ao da palma. Um exemplar foi coletado ao largo do Estado do Maranhão (00° 08' N e 44° 32' W) a 247 m de profundidade. A área de ocorrência anteriormente conhecida abrangia a Flórida e Antilhas (Santa Cruz e São Vicente), entre 161 e 339 m. Este trabalho registra pela primeira vez a família para o Brasil.
Palavras-chave: *Decapoda, Thalassinidea, Eiconaxiidae, Eiconaxius carinatus, primeiro registro, Brasil.*

Introdução

Os Thalassinidea representam um grupo de crustáceos decápodos bem sucedidos. Caracterizam-se por apresentar abdome simétrico, achatado no sentido dorso-ventral, com leque caudal bem desenvolvido; os dois primeiros pares de pereiópodos são quelados, o primeiro deles o mais desenvolvido. No Brasil, as espécies são encontradas em ambiente marinho ou salobro, fazendo parte da fauna endopsâmica; ocorrem em ambientes costeiros, porém algumas estão registradas em águas mais profundas, o que dificulta o conhecimento destes animais. De acordo com Martin & Davis (2001) e Sakai & Ohta (2005), o grupo compreende 12 famílias distribuídas em três superfamílias (Axioidea, Callianassoidea e Thalassinoidea).

A família Eiconaxiidae Sakai & Ohta, 2005, incluída na superfamília Axioidea Huxley, 1879, foi erigida para abrigar apenas o gênero *Eiconaxius* Bate, 1888, o qual, inicialmente, continha três espécies, *E. acutifrons* Bate, 1888, *E. kermadeci* Bate, 1888 e *E. parvus* Bate, 1888, a primeira encontrada no Mar de Célebes e as demais perto das Ilhas Kermadec. Recentemente, Sakai & Ohta (2005) incluíram 27 espécies no gênero, encontradas em águas tropicais ou subtropicais em várias partes do mundo, porém nenhuma citada para o litoral brasileiro. O presente trabalho tem por objetivo registrar a presença desta família no Brasil.

Material e Métodos

O material examinado foi coletado durante prospecções oceanográficas realizadas pelo Navio de Pesquisa "Almirante Paulo Moreira", pertencente ao Centro de Pesquisas e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Norte (CEPNOR/IBAMA–MMA), durante o Programa de Avaliação do Potencial Sustentável dos Recursos Vivos da Zona Econômica Exclusiva – Programa REVIZEE, Subcomitê Regional de Pesquisa Costa Norte (REVIZEE, Score Norte). As capturas foram efetuadas através de arrastos com rede comercial para camarões, com duração de 30 minutos a 1 hora. A bordo, o material biológico foi acondicionado em bandejas e colocado em câmara frigorífica. O exemplar foi medido do rostro ao telson (em milímetros) e identificado no Laboratório de Carcinologia do Departamento de Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco (DOPE) e encontra-se depositado na Coleção Carcinológica do referido departamento. A redescrição está embasada no espécime examinado e na literatura consultada.

Resultados

Superfamilia AXIOIDEA Huxley, 1879

Diagnose – Rostro desenvolvido. Sulco cervical distinto ou indistinto. Linha talassínica ausente. Pedúnculos oculares cilíndricos ou ovais. Escafognatito com flagelo posterior. Primeiros pereiópodos quelados, iguais ou desiguais; segundos quelados; terceiros simples; quartos e quintos simples ou subquelados, ou, ainda, terceiro a quinto pares com dáctilo oval. Primeiros pleópodos presentes ou ausentes; segundos birremes, de forma semelhante aos demais, com apêndice interno no endopodito (adaptado de Sakai & Ohta 2005).

Famílias AXIIDAE Huxley, 1879; CALOCARIDIDAE Ortmann, 1891; EICONAXIIDAE Sakai & Ohta, 2005, MICHELEIDAE Sakai, 1992 e STRAHLAXIIDAE Poore, 1994

Família EICONAXIIDAE Sakai & Ohta, 2005

Diagnose – Rostro triangular, ultrapassando os pedúnculos oculares, extremidade arredondada, superfície dorsal côncava. Carapaça com carenas submedianas em forma de ferradura, sem tubérculos; sulco cervical indistinto; linha talassínica ausente. Pedúnculos oculares fortes; olhos pigmentados; espinhos supraoculares ausentes. Escafocerito moderadamente longo. Pereiópodos do primeiro par robustos, com forma e tamanho diferentes em ambos os sexos; dáctilo e propódio com as margens externas sem espinhos ou tubérculos. Pereiópodos do terceiro ao quinto pares com dáctilo simples, arredondado; margem ventral com espínulos. Machos com primeiro par de pleópodos ausentes; demais pares estreitos e birremes, todos com apêndice interno; apêndice masculino nos pleópodos do segundo par. Fêmeas com primeiros pleópodos unirremes; os demais estreitos, birremes, com apêndice interno. Exopodito do urópodo sem sutura (modificado de Sakai & Ohta 2005). Compreende um único gênero: *Eiconaxius* Bate, 1888.

Gênero *Eiconaxius* Bate, 1888

Eiconaxius Bate, 1888: 40. Sakai & Saint Laurent, 1989: 2, 15. Sakai & Ohta, 2005:69

Iconaxiopsis Alcock, 1901: 193

Axius (Eiconaxius) – De Man, 1925:4, 10. Balss, 1957:1579

Espécie tipo - *Eiconaxius acutifrons* Bate, 1888

Espécies válidas conhecidas – *Eiconaxius acutifrons* Bate, 1888; *E. agassizi* Bouvier, 1905; *E. albatrossae* Kensley, 1996; *E. andamanensis* (Alcock 1901); *E. antillensis* Bouvier, 1905; *E. asper* Rathbun, 1906; *E. baja* Kensley, 1996; *E. borradailei* Bouvier, 1905; *E. caribbaeus* (Faxon 1896); *E. carinatus* Bouvier, 1925; *E. consobrinus* (De Man 1907); *E. cristagalli* (Faxon 1893); *E. demani* Sakai, 1992; *E. farreae* Ortmann 1891; *E. hakuhou* Sakai & Ohta, 2005; *E. indicus* (De Man 1907); *E. kermadecensis* (Chilton 1911); *E. kermadeci* Bate, 1888; *E. kimbla* Kensley, 1996; *E. laccadivensis* (Alcock & Anderson 1894); *E. mortenseni* Sakai, 1992; *E. parvus* Bate, 1888; *E. rotundifrons* Bouvier, 1905; *E. sibogae* De Man 1925; *E. singularis* Zarenkov, 1981; *E. spinigera* (MacGilchrist 1905) e *E. weberi* (De Man 1905), de acordo com Sakai & Ohta (2005) e Bisby et al. (2006; 2007).

Eiconaxius carinatus (Bouvier 1925) (Figuras 1-10)

Axius (Eiconaxius) caribbaeus carinatus Bouvier, 1925:465, pl. 9, Figura 3 – Schmitt, 1935:191, Figure 52

Eiconaxius carinatus – Sakai & Saint Laurent, 1989:2

Localidade tipo – Santa Cruz: "Blake" estação 139, profundidade 218 braças (398,5 m).

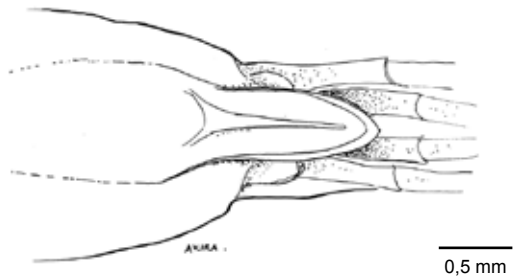


Figura 1. *Eiconaxius carinatus* (Bouvier, 1925); rostro, vista dorsal.

Figure 1. *Eiconaxius carinatus* (Bouvier, 1925); rostrum, dorsal view.

Outros registros – Milligan Key, Flórida: "Blake", estação 259, profundidade 124 braças (227 m); São Vicente: "Blake" estação 232, profundidade 88 braças (161 m) (Bouvier, 1925).

Material – Maranhão: REVIZEE-Score Norte, Prospecção 22, estação 15, 00° 08' N e 44° 32' W, 247 m de profundidade, 1 macho (15,0 mm) (DOPE n° 13.417).

Descrição – Carapaça lisa. Região gástrica com carena mediana não alcançando a extremidade do rostro, ramificando-se posteriormente em duas carenas sub-laterais distintas; carenas laterais lisas, prolongando-se a partir da carena marginal do rostro. Sulco cervical pouco distinto. Rostro lanceolado, margens laterais e carena mediana lisas; extremidade arredondada, ultrapassando a porção distal do artículo basal do pedúnculo antenular (Figuras 1, 2 e 3). Pedúnculos oculares espessos e curtos, ligeiramente menores que a metade do comprimento do rostro; córnea ocupando a maior parte do pedúnculo ocular e levemente pigmentada. Escafoceritos ultrapassando os pedúnculos antenulares e quase do mesmo tamanho que os pedúnculos antenais. Maxilípedes do terceiro par com exopodito.

Primeiros pereiópodos desiguais (Figuras 4, 5). Quelípede maior (Figuras 6, 7) com coxa e base sem espinhos. Ísquio com dois dentes nas margens ventral e dorsal. Mero cerca de 1,5 vezes tão longo quanto largo, margem ventral denticulada e dorsal com carena lisa, superfície externa com carena longitudinal pouco definida. Carpo mais largo do que longo, 2/3 do comprimento do mero, cerca de metade do comprimento dorsal da palma; margem ventral lisa com um dente agudo subterminal. Quela pouco menos de duas vezes tão longa quanto larga; dedos com extremidades entrecruzadas, deixando um espaço interdigital bem visível; palma com alguns tubérculos redondos e tufos de cerdas, ligeiramente divergindo em altura distalmente, margem dorsal com uma carena lisa terminando em um dente agudo distal e outro menor, subdistal, margem distal convexa, com um dente obtuso no ângulo ventral; face externa com uma carena ventral, duplicada superiormente por uma linha de grânulos diminutos que se dirige para frente, em direção ao ápice do pólex; pólex côncavo proximalmente, margem cortante grosseiramente denticulada, superfícies lateral e mesial com uma concavidade, tubérculos redondos e tufos de cerdas dispersos na superfície externa; dáctilo carenado ao longo da margem dorsal, margem cortante ligeiramente denticulada, com dois dentes proximais e três tubérculos redondos na face externa, próximos à sua base.

Quelípede menor (Figura 8) com coxa e base sem espinhos. Ísquio com alguns dentes irregulares e uma carena dorsal com três espínulos. Mero tão longo quanto largo, margem ventral grosseiramente denticulada, sem espínulos distais; margem dorsal com três dentes no terço distal. Carpo metade do comprimento do mero, margem ventral com dente subdistal. Quela pouco mais de duas vezes sua maior altura; palma cerca da metade do comprimento da quela, margem distal com um dente basal e dois

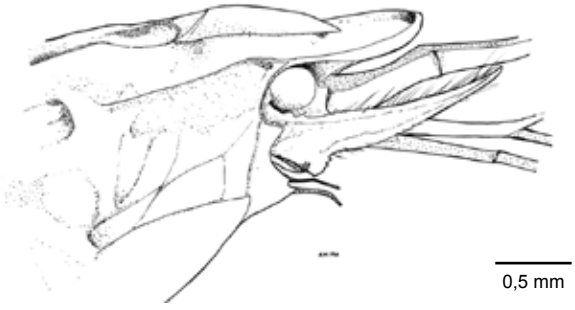


Figura 2. *Eiconaxius carinatus* (Bouvier, 1925); rostro, vista lateral.

Figure 2. *Eiconaxius carinatus* (Bouvier, 1925); rostrum, lateral view.

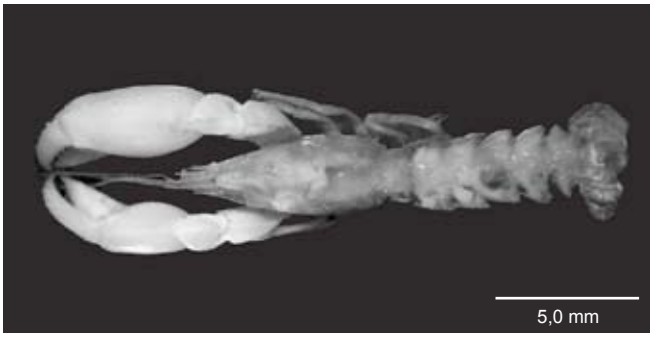


Figura 4. *Eiconaxius carinatus* (Bouvier, 1925); macho, vista dorsal.

Figure 4. *Eiconaxius carinatus* (Bouvier, 1925); male, dorsal view.

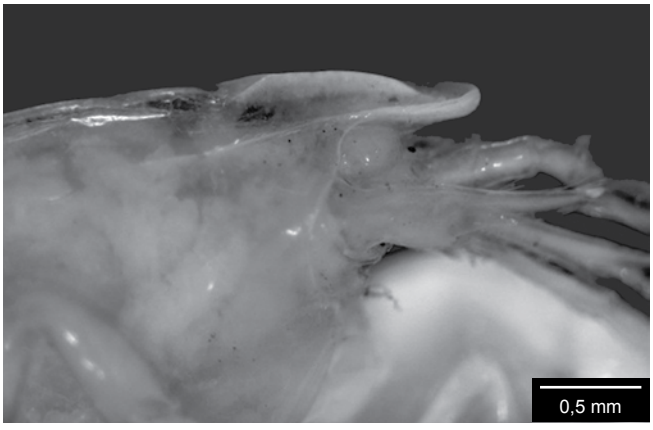


Figura 3. *Eiconaxius carinatus* (Bouvier, 1925); rostro, vista lateral.

Figure 3. *Eiconaxius carinatus* (Bouvier, 1925); rostrum, lateral view.

Figura 5. *Eiconaxius carinatus* (Bouvier, 1925); macho, vista lateral.

Figure 5. *Eiconaxius carinatus* (Bouvier, 1925); male, lateral view.

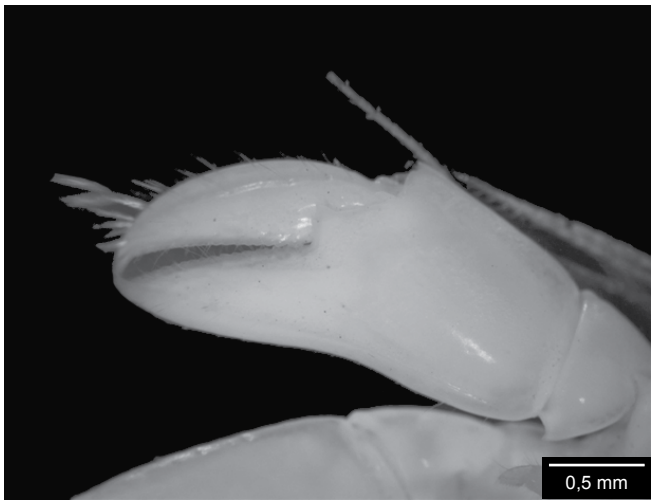


Figura 6. *Eiconaxius carinatus* (Bouvier, 1925); quelípede maior.
Figure 6. *Eiconaxius carinatus* (Bouvier, 1925); larger cheliped.

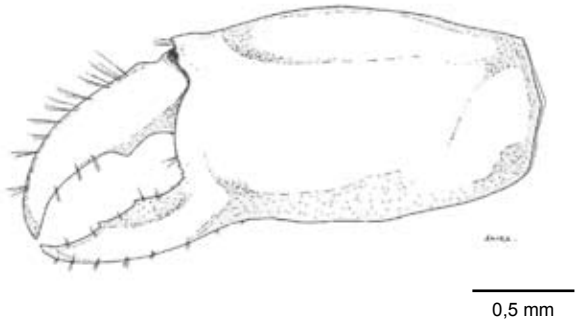


Figura 7. *Eiconaxius carinatus* (Bouvier, 1925); quelípede maior.
Figure 7. *Eiconaxius carinatus* (Bouvier, 1925); larger cheliped.

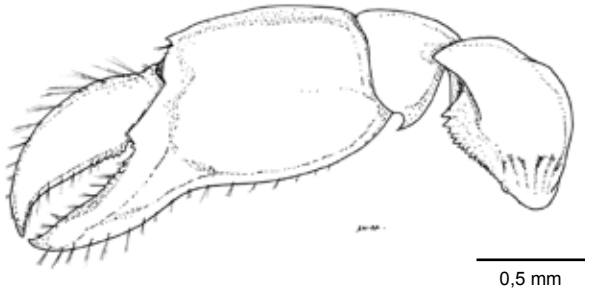


Figura 8. *Eiconaxius carinatus* (Bouvier, 1925); quelípede menor.
Figure 8. *Eiconaxius carinatus* (Bouvier, 1925); smaller cheliped.

apicais; margem dorsal com um dente distal; face externa com uma carena próxima à margem ventral que se estende em direção à extremidade do pólex, acompanhada por linha de grânulos; face interna com uma crista denticulada situada sobre as bases do pólex e do dáctilo; pólex quase igual ao comprimento dorsal da palma, margem cortante denticulada, superfície lateral com uma carena longitudinal paralela à esta margem, sem espaço interdigital; dáctilo cerca de 1,5 vezes o comprimento dorsal da palma, aproximadamente quatro vezes tão longo quanto largo, margem cortante denticulada, dentículos basais um pouco maiores que os restantes, duas carenas fortes e lisas, uma dorsal e uma lateral, sendo esta última interrompida próxima à base do dáctilo.

Terceiros pereiópodos simples, propódio menos de duas vezes o comprimento do carpo, com tufos de cerdas duras na margem ventral; dáctilo foliáceo, com uma fileira de espínulos na margem disto-ventral. Quartos pereiópodos com propódio menos de duas vezes o comprimento do carpo; dáctilo semelhante ao dos pereiópodos precedentes. Quintos pereiópodos com propódio mais de duas vezes o comprimento do carpo, com tufo de cerdas no ângulo ventro-distal; dáctilo semelhante ao dos pereiópodos precedentes.

Abdômen liso; primeiro somito curto, segundo ao sexto de comprimento quase igual; pleuras do segundo somito bastante defletidas posteriormente, em ângulo póstero-lateral sub-agudo; terceiro com pleuras semelhantes às do segundo; quarto com ângulo posterior das pleuras menos agudo que nos precedentes, margem posterior com um dentículo; quinto com margem póstero-lateral das pleuras convexa; sexto com entalhe na margem posterior das pleuras (Figura 9).

Pleópodos do primeiro par ausentes; pleópodos do segundo ao quinto pares birremes, delgados; endopodito com apêndice interno. Urópodos (Figura 10) com exopodito bastante convexo, margens laterais espinulosas; endopodito espinuloso nas margens distal e lateral. Telson (Figura 10) um pouco mais longo do que largo, muito mais longo que o sexto somito, com uma área mediana rebaixada; margens laterais quase paralelas, com cinco espínulos; margem posterior com cerdas.

Discussão

O gênero *Axius*, erigido por Leach em 1815 foi subdividido por Borradaile (1903) em cinco subgêneros que, à exceção de *Neaxius* erigido como subgênero naquela oportunidade, eram até então considerados como gêneros válidos. Desta forma, *Axius* passou a compreender os subgêneros *Axius*, *Neaxius* Borradaille, 1903, *Iconaxiopsis* Alcock, 1901, *Eiconaxius* Bate, 1888 e *Paraxius* Bate, 1888, embora a validade do *Iconaxiopsis* lhe parecesse duvidosa (De Man, 1925).

Estudando os Axiidae coletados pelo "Blake", Bouvier (1925) classificou a espécie *Iconaxius caribbaeus* Faxon, 1896 no gênero *Axius* e no subgênero *Eiconaxius* e a dividiu em três subespécies: *Axius (Eiconaxius) caribbaeus* (Faxon, 1896), *A. (E.) caribbaeus rotundifrons* Bouvier, 1905 e *A. (E.) caribbaeus carinatus*, esta última descrita naquela ocasião. De Man (1925), evidentemente ignorando o trabalho de Bouvier, publicado naquele mesmo ano, considerou *A. (E.) caribbaeus* e *A. (E.) rotundifrons* como espécies distintas, incluindo diagnoses de ambas e indicou as principais diferenças em relação à forma típica. Schmitt (1935) publicou diagnose e figura de *Axius (Eiconaxius) caribbaeus carinatus*. Quanto a *Eiconaxius*, trabalhos recentes vêm considerando-o como gênero válido (Sakai & Saint Laurent 1989, McLaughlin et al. 2005, Sakai & Ohta 2005, Bisby et al. 2007).

A descrição original de *E. carinatus* é muito sucinta, baseando-se, principalmente, sobre caracteres do ísquio da quela maior e das pleuras abdominais. Schmitt (1935) acrescentou novas informações concernentes ao rostro, carapaça e escafocerito, além de ratificar aquelas contidas na descrição original. A presente redescrição confirma os caracteres específicos encontrados pelos autores anteriores e acrescenta muitos outros relativos à carapaça, quelípedes, pereiópodos, abdômen, pleópodos e telson.

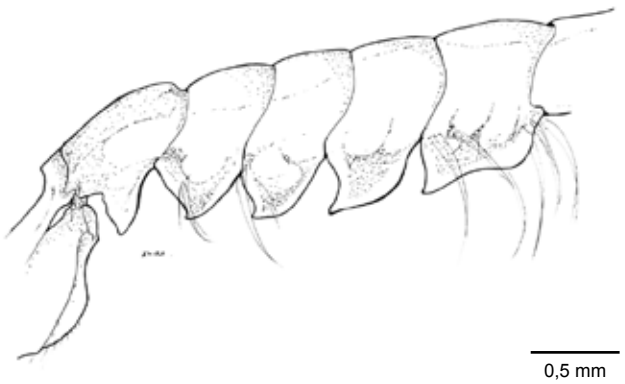


Figura 9. *Eiconaxius carinatus* (Bouvier 1925); abdômen, vista lateral. Comprimento do abdomen, 7,0 mm.

Figure 9. *Eiconaxius carinatus* (Bouvier 1925); abdomen, lateral view. Length of abdomen, 7.0 mm.

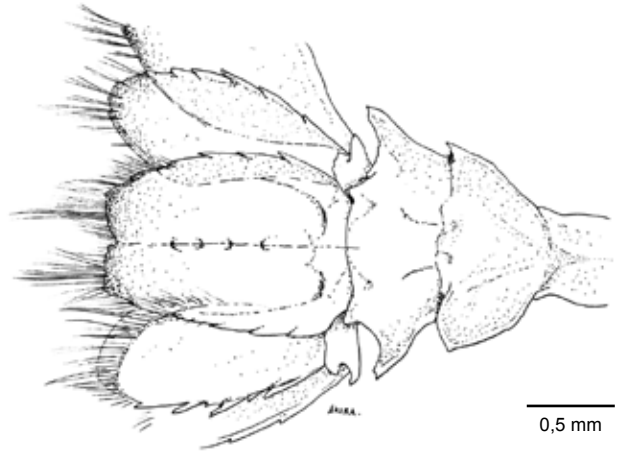


Figura 10. *Eiconaxius carinatus* (Bouvier, 1925); telson e endopodito dos urópodos.

Figure 10. *Eiconaxius carinatus* (Bouvier, 1925); telson and uropods endopodite.

O trabalho atual comprova a validade de *E. carinatus*, tal como aceita por Sakai & Saint Laurent (1989) e por Bisby (2006; 2007). Com efeito, embora *E. rotundifrons*, *E. caribbaeus* e *E. carinatus* sejam muito semelhantes entre si, existem diferenças importantes permitindo individualizá-las. Salienta-se que a porção anterior da carapaça de *E. carinatus* é praticamente idêntica à de *E. caribbaeus* e bastante diferente daquela de *E. rotundifrons*, a qual apresenta carenas laterais do rostro crenuladas ou denteadas. Além disto, o mero da quela maior de *E. carinatus* possui a carena dorsal lisa, enquanto em *E. caribbaeus* esta carena é dotada de três a quatro dentículos; a palma da quela maior de *E. carinatus* exibe carena dorsal bem nítida, enquanto a de *E. caribbaeus* é desprovida desta carena; em *E. carinatus* os dedos da quela maior são dotados de carenas, grânulos e tubérculos e em *E. caribbaeus* existe apenas uma carena ventral no pólex. *E. rotundifrons* se assemelha à *E. carinatus* pelos caracteres das pleuras do abdômen, urópodos e telson, porém difere pela porção dorsal do pólex da quela maior, onde os dentes encontrados em *E. carinatus* são substituídos por uma carena dentiforme. Finalmente, os dedos da quela menor de *E. rotundifrons* e de *E. caribbaeus* são cerca de duas vezes o comprimento da palma, enquanto os de *E. carinatus* são menores que a palma.

Considerando as diferenças observadas, os autores são da opinião que *E. carinatus* deve ser mantida como espécie válida, até que o encontro de novos exemplares permita uma melhor avaliação das diferenças observadas entre ela, *E. rotundifrons* e *E. caribbaeus.*

Agradecimentos

Os autores expressam seus agradecimentos aos doutorandos Jesser Fidelis e Eduardo Esteves Leal (UFRJ) e Luis Ernesto Arruda (UFPE) pela ajuda nas fotografias e ao engenheiro de pesca Almir Akira Inada pela confecção dos desenhos.

Referências Bibliográficas

BALSS, H. 1957. Decapoda. In (H.G. Bronns ed.). Klassen und Ordnungen des Tierreichs. Leipzig. Fünfter Band, I. Abteilung, 7. Buch, 12. Lieferung: VIII, Systematik: 1505-1672.

BISBY, F.A., RUGGIERO, M.A., ROSKOV, Y.R., CACHUELA-PALACIO, M., KIMANI, S.W. & KIRK, P.M., Soulier-Perkins, A. & Hertum, J. van. 2006. Species 2000 & ITIS Catalogue of Life: 2006 Annual Checklist. Species 2000. Reading, U.K. (ultimo Acesso em 18/08/2006). (CD-ROM).

BISBY, F.A., ROSKOV, Y.R., RUGGIERO, M.A, ORRELL, T.M., PAGLINAWAN, L.E., BREWER, P.W., BAILLY, N. & HERTUM, J. VAN. 2007. Species 2000 & ITIS Catalogue of Life: 2007 Annual Checklist: www.catalogueoflife.org/annual-checklist/2007. (último acesso em 03/07/2007).

BOUVIER, E.L. 1925. Reports on the Results of Dredging under the supervision of Alexander Agassiz in the Gulf of Mexico, the Caribbean Sea, and along the Atlantic Coast of the United States, 1877-80, by the U.S. Coast Survey Steamer "Blake". XIVIII. Les Macroures Marcheurs. Mem. Mus. Comp. Zool. 47(5):401-472.

De MAN, J.G. 1928. The Decapoda of the Siboga-Expedition. Part 6. The Axiidae collected by the Siboga-Expedition. Siboga Expedition. Sigoba Expeditie 39a(5): 1-127.

MCLAUGHLIN, P.A., CAMP, D.K., ANGEL, M.V., BOUSFIELD, E.L., BRUNEI, P., BRUSCA, R.C., CADIEN, V., COHEN, A.C., CONLAN, K., ELDREDGE, L.G., FELDER, D.L., GOY, J.W., HANEY, T., HANN, B., HEARD, R.W., HENDRYCKS, E.A., HOBBS, H.H., HOLSINGER, J.R., KENSLEY, B., LAUBITZ, D.R., LECROY, S.E., LEMAITRE, R., MADDOCKS, R.F., MARTIN, J.W., MIKKELSEN, P., NELSON, E., NEWMAN, W. A., OVERSTREET, R. M., POLY, W.J., PRICE, W., REID, J.W., ROBERTSON, A., ROGERS, D.C., ROSS, A., SCHOTTE, M., SCHRAM, F.R., SHIH, C.T., WATLING, L., WILSON, G.D.F. & TURGEON, D.D. 2005. Common and scientific names of aquatic invertebrates from the United States and Canada: crustaceans. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. (Special Publication 31).

MARTIN, J.W. & DAVIS, G.E. 2001. An updated classification of the recent Crustacea. Natural History Museum of Los Angeles County. 132p. (Science Series 39).

SAKAI, K. & OHTA, S. 2005. Some Thalassinid Collections By R/V "Hakuhou-Maru" and R/V "Tansei-Maru", University of Tokyo, in the Sulu Sea, Philippines, and in Sagami Bay and Suruga Bay, Japan, including two new species, one new genus, and one new family (Decapoda, Thalassinidea). Crustaceana. 78(1):67-93.

SAKAI, K. & DE SAINT-LAURENT, M. 1989. A check list of Axiidae (Decapoda, Crustacea, Thalassinidea, Anomura), with remarks and in addition descriptions of one new subfamily, eleven new genera and two new species. Naturalists 3: 1-104.

SCHMITT, W.L. 1935. Crustacea Macrura and Anomura of Porto Rico and the Virgin Islands. Sci. Surv. Puerto Rico and Virgin Islands 159(2):125-227.

Recebido em 09/05/07
Versão reformulada recebida em 30/05/08
Publicado em 28/07/2008

Germinação de espécies arbóreas de floresta estacional decidual do vale do rio Paranã em Goiás após três tipos de armazenamento por até 15 meses

Victor Vinícius Ferreira de Lima[1], Daniel Luís Mascia Vieira[2,4],

Anderson Cássio Sevilha[1] & Antonieta Nassif Salomão[3]

[1]Laboratório de Ecologia e Conservação, Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia,
CP 02372, CEP 70770-900, Brasília, DF, Brasil,
e-mail: victorlima@cenargen.embrapa.br, sevilha@cenargen.embrapa.br
[2] Embrapa Tabuleiros Costeiros,
Av. Beira Mar, 3250, Jardins, CEP 49025-040, Aracaju, SE, Brasil
[3]Laboratório de Fisiologia de Sementes, Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia,
CP 02372, CEP 70770-900, Brasília, DF, Brasil, e-mail: antoniet@cenargen.embrapa.br
[4]Autor para correspondência: Daniel Luís Mascia Vieira, e-mail: dvieira@cpatc.embrapa.br

LIMA, V.V.F., VIEIRA, D.L.M., SEVILHA, A.C. & SALOMÃO A.N. 2008. **Germination of tropical dry forest tree species of Paranã river basin, Goiás state, after three types of storage and up to 15 months**. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?article+bn01008032008.

Abstract: Seed dispersal in tropical deciduous forests occurs mostly in the dry season and germination at the onset of the rainy season. The delay of the first rains and dry spells are major mortality factors in dry forest regions. Storing seeds to plant during the constant rains could increase germination and seedling survival. We investigated the germination percentage of deciduous forest tree species after being stored i) at –20 °C and –196 °C (liquid nitrogen), and ii) at natural conditions for three and 15 months. Seeds of 19 tree species of deciduous forests of Paranã river basin, Goiás state, were collected from August to October 2005. Two experiments were run: i) storage for three and 15 months in brown bags at environmental temperature, ii) storage for 72 hours at –20 °C cameras, liquid nitrogen (–196 °C) and a control. Storage at environmental temperature decreased germination of only two species after three months, *Cordia trichotoma* (73 to 38%) and *Copaifera langsdorffii* (85 to 65%). Three species decreased germination after 15 months (*Cordia trichotoma*, 73 to 5%; *Cavanillesia arborea*, 77% to 12%; and *Anadenanthera colubrina*, 93% to 76%) and two species, *Aspidosperma pyrifolium* and *Tabebuia impetiginosa*, lost completely their germination. Temperatures –20 and –196 °C decreased germination of only one species each, *Tabebuia impetiginosa* (90 to 70%) and *Aspidosperma pyrifolium* (90 to 43%), respectively. In general, environmental temperature storage up to 15 months and –20 and –196 °C storage were efficient to preserve seed germinability of many dry forest tree species from Paranã river basin. These are feasible options to ex situ conservation and to increase germination for direct seeding strategies of restoration.
Keywords: *tropical deciduous forests, ex situ conservation, criopreservation, forest seeds, direct seeding.*

LIMA, V.V.F., VIEIRA, D.L.M., SEVILHA, A.C. & SALOMÃO A.N. 2008. **Germinação de espécies arbóreas de floresta estacional decidual do vale do rio Paranã em Goiás após três tipos de armazenamento por até 15 meses.** Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?article+bn01008032008.

Resumo: Em florestas deciduais a dispersão de sementes ocorre principalmente na estação seca e a germinação no início da estação chuvosa. O atraso das primeiras chuvas e a ocorrência de veranicos são importantes causas de mortalidade de sementes e plântulas. Armazenar sementes e plantá-las na estação chuvosa poderia aumentar a germinação e a sobrevivência de plântulas. Para isso é necessário verificar se as sementes mantêm sua germinabilidade após armazenamento. No presente estudo, investigamos se sementes de espécies arbóreas de floresta decidual alteram sua germinabilidade após i) serem armazenadas em condições naturais por três e 15 meses, e ii) em banco de germoplasma a –20 e –196 °C. Coletamos sementes de 19 espécies de florestas estacionais deciduais do vale do rio Paranã, Goiás, nos meses de agosto a outubro de 2005. Um lote foi separado para a realização do teste de germinação, logo após a coleta. Uma quantidade deste lote permaneceu em câmaras a –20 °C e outra foi imersa em nitrogênio liquido por 72 horas. Outros dois lotes foram armazenados em condições naturais por três e 15 meses antes do teste de germinação. Após três meses de armazenamento, apenas duas espécies, *Cordia trichotoma* (73 para 38%) e *Copaifera langsdorffii* (85 para 65%), reduziram sua germinabilidade. Após 15 meses, três espécies reduziram significativamente sua germinabilidade, *Cordia trichotoma* (73 para 5%), *Cavanillesia arborea* (77 para 12%) e *Anadenanthera colubrina* (93 para 76%), e duas espécies, *Aspidosperma pyrifolium* e *Tabebuia impetiginosa*, perderam completamente sua germinabilidade. As temperaturas –20 e –196 °C reduziram a germinabilidade de uma espécie cada, *Tabebuia impetiginosa* (90 para 70%) e *Aspidosperma pyrifolium* (90 para 43%), respectivamente. O ambiente natural e o armazenamento a –20 e –196 °C se mostraram eficazes quanto à preservação das qualidades fisiológicas de sementes de grande parte das espécies arbóreas de florestas estacionais deciduais do vale do rio Paranã, sendo alternativas para a conservação ex situ e para aumentar a germinação em campo em projetos de restauração via semeadura direta.
Palavras-chave: *floresta estacional decidual, conservação ex situ, criopreservação, sementes florestais, semeadura*

direta.

Introdução

As florestas estacionais ocorrem onde a média anual de temperatura é maior que 17 °C, a média anual de precipitação é de 250 a 2000 mm e o potencial de evapotranspiração é maior que a precipitação anual (Holdridge 1967). Cabe ressaltar que a precipitação é um fator significante para a estrutura e o funcionamento desse ecossistema (Murphy & Lugo 1986). Durante a estação seca, as florestas deciduais apresentam um forte grau de deciduidade foliar do componente arbóreo, sendo que mais de 90% dos indivíduos perdem completamente as folhas.

O período de dispersão de sementes anemocóricas em florestas estacionais deciduais ocorre principalmente na estação seca e de sementes zoocóricas no início da estação chuvosa (Figueiredo 2002, Vieira & Scariot 2006a). As sementes dispersas durante a estação seca e no início da estação chuvosa germinam imediatamente após as primeiras chuvas (Garwood 1983). A concentração da germinação no início da estação chuvosa parece ser uma característica selecionada evolutivamente em florestas estacionais deciduais, por maximizar o aproveitamento da estação chuvosa pela plântula, que resulta em maior probabilidade de estabelecimento e desenvolvimento (Garwood 1983). Contudo, o atraso nas primeiras chuvas e a ocorrência de veranicos (períodos secos durante a estação chuvosa) são freqüentes em regiões onde ocorrem florestas estacionais (Blain & Kellman 1991, Murphy & Lugo 1995, Sampaio 1995). A ocorrência de veranicos é um importante fator de mortalidade devido à dessecação de sementes e de plântulas recentemente germinadas (Garwood 1983, Ray & Brown 1995, McLaren & McDonald 2003, Engelbrecht et al. 2006).

Coletar sementes em sua época de dispersão, armazená-las e plantá-las quando o solo apresenta umidade suficiente na estação chuvosa poderia, portanto, aumentar a germinação de sementes e o estabelecimento de plântulas (Vieira & Scariot 2006a). Este método seria particularmente importante para a restauração de áreas abertas, onde a dessecação de sementes e plântulas é mais crítica (Ray & Brown 1995, McLaren & McDonald 2003, Vieira & Scariot 2006b). Outra vantagem da dispersão atrasada é a redução do tempo em que às sementes estão disponíveis para predadores, que é outro grande obstáculo para a germinação de sementes e conseqüentemente para a regeneração da floresta (Nepstad et al. 1996, Holl & Lulow 1997, Guarino 2004).

Florestas estacionais estão entre os ecossistemas tropicais mais ameaçados e degradados devido sua conversão em pastagens, agricultura e florestas secundárias (Janzen 1988, Khurana & Singh 2001). No vale do rio Paranã, nordeste do estado de Goiás, a situação não é diferente, uma vez que há hoje uma paisagem com matriz de pastagem com fragmentos florestais, que ainda assim, são constantemente ameaçados por exploração madeireira e pastoreio de gado (Scariot & Sevilha 2000). As espécies de alto valor comercial são as mais ameaçadas, principalmente *Myracrodruon urundeuva* (Fr. All.), *Schinopsis brasiliensis* (Engl.), *Tabebuia impetiginosa* (Mart. ex DC) Stand, *Cedrela fissilis* (Vell), *Hymenaea courbaril* (L.), *Aspidosperma pyrifolium* (Mart.), *Amburana cearensis* (Fr. Allem) A.C. Smith e *Enterolobium contortisiliquum* (Vell) (Scariot & Sevilha 2005). Portanto, a restauração dessas áreas, assim como técnicas de coleta e conservação de germoplasma ex situ para posterior re-introdução são importantes estratégias para sua conservação.

A coleta de germoplasma para assegurar a conservação de sementes é de extrema importância, uma vez que tem como função preservar a qualidade fisiológica das mesmas, manter a variabilidade genética de espécies ameaçadas e subsidiar programas de reintrodução de populações extintas (Degan et al. 2001, Randon et al. 2001, Cabral et al. 2003, Salomão & Sousa-Silva 2003). Considerando-se o armazenamento de sementes, há espécies que podem ser desidratadas e posteriormente armazenadas a baixas temperaturas (Medeiros & Cavallari 1992). Roberts (1973) definiu o termo ortodoxo para sementes capazes de manter sua viabilidade após serem desidratadas e expostas a baixas temperaturas e recalcitrantes para aquelas que não suportam a desidratação e á exposição a baixas temperaturas. O armazenamento de sementes em banco de germoplasma convencional a –20 e a –196 °C (nitrogênio liquido) tem como objetivo prolongar a viabilidade das sementes em longo prazo (Stanwood 1984, Salomão 2002, Wetzel et al. 2003). Temperaturas abaixo de zero permitem que grande parte dessas atividades metabólicas seja significativamente reduzida, proporcionando a paralisação da deterioração biológica. Técnicas de criopreservação, conservação de material biológico em temperaturas ultra baixas, têm sido muito utilizadas para a conservação em longo prazo de sementes em bancos de germoplasma. No entanto, poucos estudos têm sido realizados com sementes de espécies de clima tropical.

Este trabalho é um passo preliminar no desenvolvimento de estratégias de restauração de florestas estacionais deciduais por semeadura direta. Dessa forma o seu objetivo foi testar a viabilidade das sementes de 19 espécies arbóreas armazenadas por dois períodos de tempo. No primeiro, as sementes foram armazenadas por três meses, situação que evitaria que as plântulas sofressem desidratação devido a veranicos e atrasos na precipitação. No segundo, as sementes foram armazenadas por 15 meses, para testar a viabilidade das sementes quando estocadas até o período chuvoso do ano seguinte. Foram testadas condições de armazenamento simples, em temperatura ambiente e em sacos de papel, uma vez que o método pode vir a ser realizado por proprietários rurais.

Outra estratégia para a conservação das espécies selecionadas seria armazenar suas sementes por longo prazo (ex situ), afim de reintroduzi-las em campo quando houver áreas destinadas à conservação destas espécies e das florestas estacionais deciduais. Portanto, outro objetivo deste trabalho foi determinar se as sementes podem ser armazenadas em banco de germoplasma convencional a –20 °C e em nitrogênio liquido –196 °C.

Material e Métodos

1. Área de estudo: as florestas estacionais deciduais do vale do Rio Paranã

Localizado no nordeste do estado de Goiás e sudeste do estado de Tocantins, entre as coordenadas 13° 20'-15° 40' S e 46° 35'-47° 35' W, o vale do rio Paranã possui uma das principais manchas de floresta estacional decidual do Brasil (Ratter 1992). As florestas ocupam o fundo do vale, caracterizado de planícies com altitude de cerca de 500 m, com morros de afloramento calcário (IBGE 1995). A geologia é de rochas calcárias e o solo dominante é o Nitossolo, com alta fertilidade. O clima é do tipo Aw (Kopen) com variação para CWa. A pluviosidade média anual é de 1236 ± 255 mm (1969-1994) com 89% da precipitação ocorrendo entre outubro e março (compilado de www.hidroweb.ana.gov.br). A temperatura média anual é superior a 23 °C, constante durante o ano (IBGE 1995).

A vegetação da região é composta principalmente de cerrado sensu strictu, florestas deciduais e semideciduais. As florestas deciduais do vale do Paranã apresentam um dossel de 17-23 m de altura e área basal média de 23-28 $m^2.ha^{-1}$. Levantamentos florísticos encontraram 128 espécies de árvores (44 espécies/ha), muitas das quais encontradas também nos biomas Caatinga, Amazônia e da Mata Atlântica. A família mais representativa foi Leguminosae (subfamília Mimosoideae, 11 gêneros e 14 espécies; Faboideae, 10 gêneros e

18 espécies e; Caesalpinoideae, sete gêneros e oito espécies), que representa 31% dos gêneros de espécies arbóreas amostrados na região (Scariot & Sevilha 2005). Na região do vale do Paranã, a proporção de espécies anemocóricas e zoocóricas é praticamente a mesma, 45 e 44% respectivamente (Figueiredo 2002).

2. Métodos

Foram utilizadas sementes de 19 espécies arbóreas (Tabela 1), que representam quase metade das espécies encontradas em estudos de fitossociologia e a maior parte dos indivíduos em florestas deciduais do vale do Paranã (Scariot & Sevilha 2005). Objetivou-se coletar todas as espécies em dispersão no período de coleta. As coletas de sementes foram realizadas nas primeiras quinzenas dos meses de agosto, setembro e outubro, do ano de 2005, na estação seca e na transição para a estação chuvosa. As sementes e/ou frutos foram coletados em árvores presentes nas pastagens, com podão ou embaixo da planta mãe, e acondicionados em sacos de papel para transporte até o laboratório de Fisiologia de Sementes da Embrapa Recursos Genético e

Tabela 1. Características das espécies estudadas de árvores de floresta estacional decidual do vale do rio Paranã, GO e TO. Anemo = anemocórica, zoo = zoocórica e auto = autocórica. a) Sementes pesadas com tegumento. b) Sementes medidas com ala. c) Fonte: Salomão et al. (2003). e d) Sementes não estudadas em setembro de 2005.

Table 1. Characteristics of studied species from tropical deciduous forests of Paranã river basin, Goiás and Tocantins states. Anemo = anemochorous, zoo = zoochorous and auto = autochorous. a) Seeds weighted with tegument. b) Seeds measured with wing. c) Source: Salomão et al. (2003). and d) Seeds were not studied in September 2005.

Espécie	Família	Nome Popular	Peso (g)[a]	Comp./Larg. (cm)	Tolerância Dessecação e Frio[c]	Época Dispersão	Tipo Dispersão	U (%) set./nov./nov. 2006	Sementes por repetição
Acacia polyphylla (DC)	MIMOSACEAE	Priquiteira	0,25	1,25/0,82	Tolerante	jul./ago.	auto	9,4 - 10,2-12,0	15
Amburana cearensis (Fr. All.) A.C. Smith	FABACEAE	Amburana	0,56	1,67/1,15	Tolerante	ago./set.	anemo	8,9 - 7,7 - 10,0	15
Anadenanthera colubrina (L.) Speg	MIMOSACEAE	Angico	0,25	1,79/1,46	Tolerante	ago./set.	auto	8,8 - 8,0 - 10,7	25
Aspidosperma pyrifolium Mart.	APOCYNACEAE	Peroba	0,36	5,35/4,60[b]	Sem info.	jul./ago.	anemo	6,8 - 6,8 - 9,2	25
Astronium fraxinifolium Schott.	ANARCADIACEAE	Gonçalo	0,05	1,30/0,30	Tolerante	ago./set.	anemo	5,9 - 8,7 - 8,6	15
Cavanillesia arborea K Schum.	BOMBACACEAE	Barriguda	6,50	5,48/2,40	Sem info.	set./out.	anemo	8,5 - 10,6[d]	4
Cedrela fissilis Vell.	MELIACEAE	Cedro	0,03	2,90/1,04[b]	Tolerante	jul./ago.	anemo	8,0 - 7,2 - 12,8	13
Copaifera langsdorffii Desf.	CAESALPINIACEAE	Copaíba	0,66	1,25/0,95	Tolerante	ago./set.	zoo	5,9 - 6,2 - 9,1	15
Cordia trichotoma (Vell) Arrab. ex Steud.	BORAGINACEAE	Córdia	0,04	0,60/0,20	Tolerante	ago./set.	zoo	7,3 - 10,4 -15,5	15
Enterolobium contortisiliquum (Vell.) Morong.	MIMOSACEAE	Tamboril	0,75	1,75/1,00	Tolerante	ago./set.	zoo	7,3 - 6,8 - 6,7	15
Hymenaea courbaril var. *stilbocarpa* (H) Lee & L.	CAESALPINIACEAE	Jatobá	3,78	3,10/2,20	Tolerante	jul./ago.	zoo	5,8 - 6,7 - 6,9	15
Jacaranda brasiliana (Lam.) Pers.	BIGNONIACEAE	Caroba	0,04	0,75/0,88	Ortodoxa	jul./ago.	anemo	5,7 - 6,0 - 7,7	15
Lonchocarpus montanus Tozzi	FABACEAE	Tapicurú	0,30	1,30/0,75	Ortodoxa	jul./ago.	anemo	5,3 - 5,7 - 9.0	15
Machaerium scleroxylon Tull.	FABACEAE	Pau-ferro	0,16	1,57/0,95	Sem info.	jul./ago.	anemo	8,5 - 9,8 - 11,2	15
Myracrodruon urundeuva Fr. All.	ANACARDIACEAE	Aroeira	0,01	0,40/0,35	Tolerante	ago./set.	anemo	12, 0 - 9,4 - 16,6	15
Schinopsis brasiliensis Engl.	ANACARDIACEAE	Braúna	0,24	1,40/0,90	Tolerante	ago./set.	anemo	7,3 - 7,9 - 9,9	15
Sterculia striata A. St. Hil. & Naud.	STERCULIACEAE	Chichá	1,30	1,67/1,13	Tolerante	ago./set.	zoo	10,9 -7,4 - 8,7	5
Tabebuia aurea (Manso) Benth e Hook	BIGNONIACEAE	Ipê Amarelo	0,25	1,17/2,50[b]	Tolerante	ago./set.	anemo	6,7 - 7,9 - 9,6	15
Tabebuia impetiginosa (Mart.) Standl.	BIGNONIACEAE	Ipê Roxo	0,17	1,40/3,00[b]	Tolerante	ago./set.	anemo	7,5 - 7,4 -7,3	15

Biotecnologia em Brasília. Num raio de aproximadamente 100 km foram coletadas de 3 a 10 matrizes por espécie (não georeferenciadas), dependendo da disponibilidade de indivíduos, buscando o maior número possível para aumentar a variabilidade genética.

No laboratório as sementes foram retiradas do fruto, contadas, homogeneizadas entre as matrizes e armazenadas em sacos de papel, que são permeáveis e deixam as sementes expostas, permitindo a troca de umidade entre o ambiente e a semente (Gonzáles & Torres 2003). Os frutos de *C. fissilis*, *J. brasiliana*, *H. courbaril* e *E. contortisiliquum* foram colocados para secar em pleno sol, e após sua maturação e abertura (*C. fissilis* e *J. brasiliana*) as sementes foram beneficiadas. As sementes que apresentavam sinais de danos por insetos e/ou má formação foram descartadas. Para caracterizar as sementes, estas foram pesadas com balança de precisão (Marte AS 200C) e medidas com paquímetro digital (Starret Digital Caliper 0-150 mm). Foram medidas e pesadas 30 sementes para cada espécie.

De acordo com a disponibilidade de sementes coletadas, estas foram subdivididas em três lotes. Um lote foi separado para a realização do teste de germinação, logo após a coleta e o beneficiamento, em setembro de 2005. Este teste serviu como referência, sendo considerado tempo zero (T0). Outro lote de sementes permaneceu armazenado por um período de 60 a 90 dias, de acordo com o tempo de coleta de cada espécie, e foi colocado para germinar no meio da estação chuvosa, em novembro de 2005, tempo um (T1). O terceiro lote permaneceu armazenado por um período de 14 a 15 meses, sendo colocado para germinar em novembro de 2006, tempo dois (T2). Uma nota técnica prévia foi publicada comparando apenas T0 x T1 (Lima et al. 2007).

Para o lote T0, uma quantidade das sementes foi acondicionada em embalagens herméticas constituídas por papel aluminizado, fechadas com selagem a calor e levada em seguida para câmaras a –20 °C ou imersa em nitrogênio liquido a –196 °C. As sementes permaneceram expostas às temperaturas de –20 e –196 °C por 72 horas. Após o período de armazenamento as sementes foram descongeladas em temperatura ambiente, e posteriormente submetidas ao teste de germinação.

O conteúdo de umidade das amostras foi avaliado de acordo com as Regras de Análise de Sementes (Brasil, 1992). Três repetições de cinco, 10, 15 ou 20 sementes por espécie, dependendo da disponibilidade, foram colocadas em estufa (Tecnal com renovação e circulação de ar), a 105 ± 3 °C por 24 horas, sendo o peso das sementes avaliado antes e depois desse período.

Antes dos testes de germinação as sementes foram lavadas com detergente neutro, seguindo-se com sucessivos enxágües. Os testes foram conduzidos em substrato de papel Germtest, à temperatura de incubação de 25 °C constante e fotoperíodo de 16/8 horas. Foram utilizadas quatro repetições de número variado de sementes, conforme a disponibilidade (Tabela 1). Sementes de *H. courbaril*, *E. contortisiliquum* e *M. scleroxylon*, por apresentarem dormência física (Eira et al. 1993, Melo et al. 2004, Moreira et al. 2005) foram submetidas aos tratamentos pré-germinativos de escarificação mecânica, escarificação química (10 minutos no ácido sulfúrico) e desponte, respectivamente.

A contagem de sementes germinadas foi efetuada diariamente a partir do segundo dia até no máximo 11 dias, até que todas as sementes germinassem ou ficassem deterioradas. Foram consideradas germinadas aquelas sementes que emitiram radícula e/ou parte aérea. A duração do teste variou de acordo com a velocidade de germinação de cada espécie.

O procedimento adotado para determinar a porcentagem de germinação (germinabilidade ou capacidade germinativa) das sementes armazenadas em condições naturais por um período de 60 a 90 dias (T1) e posteriormente por 15 meses (T2), foi o mesmo descrito para o tratamento testemunha (T0).

As sementes de *C. arborea* são dispersas nos meses de outubro e novembro, portanto não foi possível avaliara germinação inicial junto com as demais espécies (T0).

Foram utilizadas ANOVAs para cada espécie para comparar as porcentagens de germinação entre T0, T1 e T2, e testes posteriores de Tukey. Para comparar a porcentagem de germinação inicial (T0) com os tratamentos de armazenamento –20 e a –196 °C foram utilizadas ANOVAs e testes posteriores de Tukey para cada espécie.

Resultados

A média no teor de umidade inicial das 19 espécies estudadas, determinado em setembro de 2005, foi de 7,47%. As sementes com menor teor de umidade foram *J. brasiliana* (5,7%), *L. montanus* (5,3%) e *H. courbaril* (5,8), enquanto as sementes com maior teor foram *M. urundeuva* (12%), *S. striata* (10,9%) e *A. polyphyla* (9,4). Após o período de armazenamento de setembro a novembro de 2005, 10 espécies tiveram aumento no teor de umidade (em até 3,1) e sete tiveram diminuição (em até 3,5%). Já o teor de umidade das sementes, determinado em novembro de 2006, 16 espécies aumentaram (em até 8,2%) e três diminuíram (em até 2,2%), em relação ao determinado em setembro de 2005. Em ambos os períodos de armazenamento, o maior aumento e a maior diminuição no teor de umidade foram vistos para sementes de *C. trichotoma* e *S. striata*, respectivamente (Tabela 1).

Apenas duas espécies *C. trichotoma* e *C. langsdorffi*, tiveram diminuição significativa na porcentagem de germinação de T0 para T1 (Figura 1). No entanto, cinco espécies *C. trichotoma*, *C. arborea*, *A. colubrina*, *A. pyrifolium* e *T. impetiginosa*, tiveram perda em sua capacidade germinativa de T0 para T2. Destas, *A. pyrifolium* e *T. impetiginosa* tiveram perda total de sua viabilidade após o período de armazenamento (Figura 1).

O armazenamento em sacos de papel e temperatura ambiente permitiu que grande parte das sementes mantivesse viável, apresentando valores de germinação acima de 60% após o armazenamento de três e 15 meses. Sementes de *A. polyphila*, *A. cearensis*, *A. colubrina*, *A. fraxinifolium*, *C. lansdorffi*, *J. brasiliana*, *E. contortisiliquum*, *L. montanus*, *S. brasiliensis*, *S. striata* e *T. aurea* tiveram germinação superior a 70% em T0, T1 e T2 (Figura 1). Sementes de *H. courbaril* tiveram maior geminação após o armazenamento (T1 e T2) que logo após a coleta (T0; Figura 1).

M. scleroxylon teve valores inexpressivos de germinação, não atingindo mais do que 10% para todos os períodos de semeadura (Figura 1). Estes valores podem ser atribuídos à baixa qualidade sanitária dos diásporos, seja pelo alto índice de incidência fúngica, seja pela predação por insetos, que nem sempre pode ser observada sem abrir as sementes; ou pela possibilidade do tratamento de escarificação utilizado não ter sido eficiente.

A grande maioria das sementes tolerou as condições de armazenamento em banco de germoplasma convencional a –20 °C (câmera fria) e a –196 °C (nitrogênio liquido; Figura 2). Sementes de *T. impetiginosa* tiveram germinação menor após armazenamento em –20 °C que após o armazenamento em –196 °C e a testemunha. Sementes de *H. courbaril* tiveram germinação maior em –20 °C do que em –196 °C. *A. pyrifolium* teve germinação maior no tratamento testemunha e em –20 °C do que em –196 °C. Portanto, das 19 espécies apenas *H. courbaril* e *A. pyryfolium* não responderam de forma positiva ao armazenamento em nitrogênio líquido.

Discussão

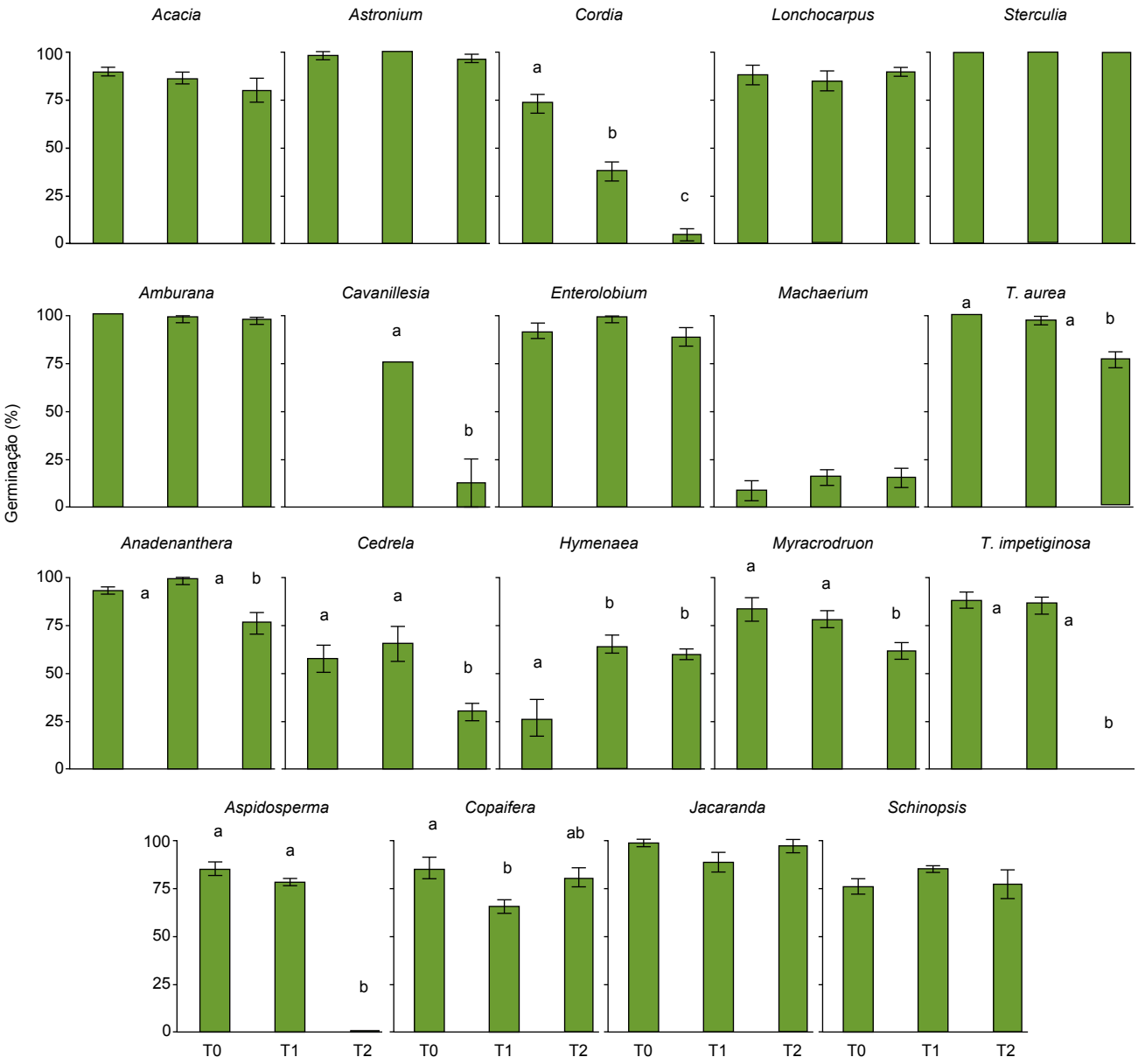


Figura 1. Porcentagens de germinação de 19 espécies de árvores de floresta estacional decidual do vale do rio Paranã, GO, após a coleta (T0, setembro de 2005), três meses de armazenamento (T1, novembro de 2005) e 15 meses após armazenamento (T2, novembro de 2006). Valores são Média +EP.

Figure 1. Germination percentages of 19 tree species from tropical deciduous forests of the Paranã river basin, Goiás state, immediately after seed collection (T0, September 2005), three months stored (T1, November 2005) and 15 months stored (T2, November 2006). Values are Mean +SE.

Quando comparados o teor de umidade em setembro e novembro de 2005, 10 espécies tiveram aumento do teor de umidade e sete tiveram diminuição. Em novembro de 2006, 16 espécies tiveram aumento no teor de umidade e três tiveram diminuição, quando comparados aos valores de setembro de 2005 (Tabela 1). Dois fatores são decisivos para a viabilidade das sementes durante o período de armazenamento: conteúdo de umidade e temperatura de exposição (Salomão & Sousa-Silva 2003, Sautu et al. 2006). O teor de umidade é de fundamental importância porque ele pode indicar o grau de maturação da semente e influenciar na manutenção de sua qualidade fisiológica durante o armazenamento (Salomão & Sousa-Silva 2003, Fonseca et al. 2005). Ele influencia diretamente os processos metabólicos das sementes, sendo que o aumento no teor de umidade aumenta a velocidade respiratória e, conseqüentemente, a atividade metabólica (Popinigis 1977, Gentil 2001, Corletti et al. 2007). O baixo teor de umidade em sementes ortodoxas é uma das principais características que lhes confere grande viabilidade (Fowler 2000). Sementes quando dispersas na estação seca têm um conteúdo de umidade menor do que as dispersas na estação chuvosa (Sautu et al. 2006).

Os baixos valores de umidade das espécies estudadas favorecem a manutenção da viabilidade das mesmas. Os altos valores de germinação para algumas espécies sugerem que as sementes i) haviam atingido sua maturação fisiológica na época de coleta, ii) conseguiram manter a viabilidade durante o período de armazenamento, e iii) responderam positivamente à temperatura de incubação de 25 °C, a luz e ao substrato utilizado no teste de germinação. Alguns trabalhos

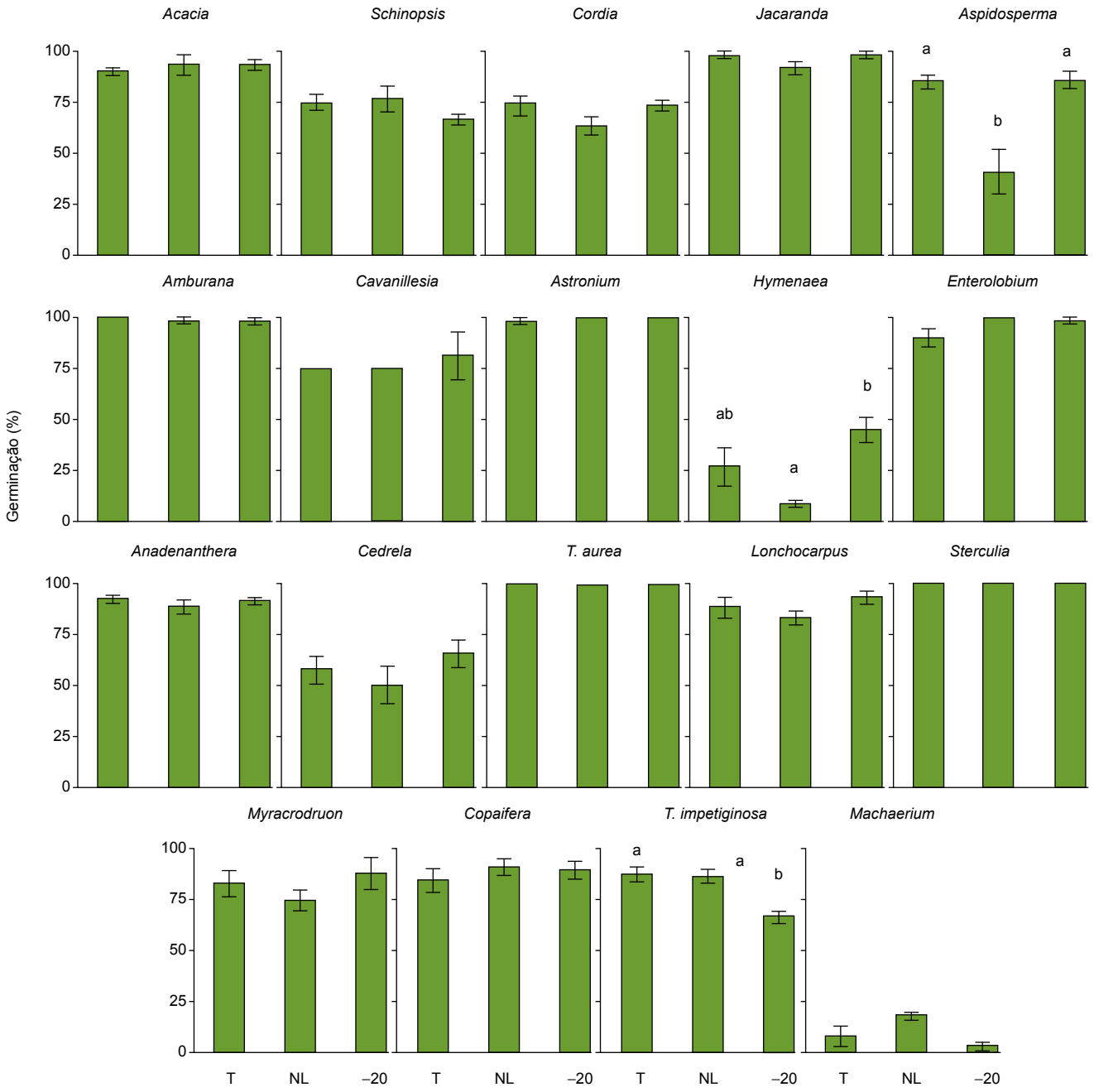


Figura 2. Porcentagens de germinação de 19 espécies de árvores de floresta estacional decidual do vale do rio Paranã, GO, após a coleta (Testemunha), após armazenamento por 72 horas em nitrogênio liquido (NL) e a –20 °C (–20). Valores são Média +EP.

Figure 2. Germination percentages of 19 tree species from tropical deciduous forests of the Paranã river basin, Goiás state, immediately after seed collection (Control), stored for 72 hours in liquid nitrogen (N2L) and at –20 °C (–20). Values are Mean +SE.

abordaram a conservação ex situ por meio de banco germoplasma de sementes, descrevendo as características físicas e fisiologias e o comportamento de sementes de espécies nativas do bioma Cerrado, quanto à tolerância ao dessecamento (diminuição no teor de umidade) e ao armazenamento em condições ambiente (Medeiros & Zanon 1998, Salomão et al. 2003, Sousa et al. 2005, Scalon et al. 2006, Carvalho et al. 2006). Esses estudos verificaram que é comum espécies de Cerrado, como por exemplo, *Schinus terebinthifolius* (Anacardiaceae), *Jacaranda cuspidifolia* (Bignoniaceae), *Tabebuia serratifolia* (Bignoniaceae), *Tabebuia roseo-alba* (Bignoniaceae), *Anadenanthera colubrina* (Mimosaceae), *Styphnodendron adstringens* (Leguminosae – Mimosoideae), suportarem o dessecamento e/ou o armazenamento, por um período superior a dois meses em condições naturais.

O aumento na porcentagem de germinação de *H. courbaril* após o armazenamento sugere que as sementes recém coletadas ainda não tinham atingido maturidade fisiológica, a qual foi atingida durante o armazenamento. Outro aspecto relacionado à semente de *H. courbaril* com relação à presença de dormência, esta pode ter sido superada, parcialmente, durante o armazenamento. Melo et al. (2004) observaram dificuldade na semeadura de *Hymenaea intermedia* var. *adenotricha* (Ducke) Lee e Lang mesmo quando utilizaram métodos para quebra

de dormência. Portanto, o fato da semente apresentar dormência e inicialmente não apresentar sua maturidade fisiológica máxima pode ter resultado em uma menor germinação em T0 (setembro).

C. trichotoma, *C. arboreaa*, *C. fissilis*, e principalmente *A. pyrifolium* e *T. impetiginosa*, não responderam de forma positiva às condições de armazenamento após o período de 15 meses (Figura 1), apesar de algumas dessas espécies serem consideradas ortodoxas (Melo & Eira 1995, Salomão 2002). Portanto, o armazenamento em temperatura ambiente em sacos de papel por um período de um ano não é indicado para essas espécies. Destas espécies, *A. pyrifolium* e *C. arborea* já foram estudadas e descritas como não dormentes (Barbosa et al. 1989, Ferreira & Cunha 2000). Assim, a redução da germinabilidade ao longo do tempo pode ser considerada normal pela própria característica fisiológica da semente dessas espécies, uma vez que com tegumento e endocarpo menos resistentes, perdem sua viabilidade com mais facilidade e são mais susceptíveis ao ataque de patógenos (Barbosa et al. 1989, Ferreira & Cunha 2000, Daws et al. 2005).

A causa para a diminuição considerável na germinabilidade de algumas espécies após o armazenamento em condições naturais pode estar relacionada a vários fatores, como i) o envelhecimento natural das mesmas, que aumenta a susceptibilidade às adversidades ambientais e causa danos aos mecanismos bioquímicos (Popinigis 1977, Ferreira et al. 2004); ii) variação na temperatura, no ambiente de armazenamento e o aumento do teor de umidade, que pode ocasionar um decréscimo no seu poder germinativo, visto que prejudicam todo o processo metabólico, como respiração e transpiração da semente, além de favorecer o desenvolvimento de fungos que podem causar deterioração das sementes (Borges & Rena 1993, Degan et al. 2001); iii) elevado teor de óleo em sua composição química, sementes ricas em óleo perdem a viabilidade com mais facilidade, devido à instabilidade química das moléculas lipídicas, quando comparadas às de amido mais estáveis (Harrington 1972); iiii) a presença de alguns fungos em sementes, que causam patogenicidade, prejudicam a qualidade fisiológica e conseqüentemente perda de sua viabilidade e longevidade (Araújo & Rossetto 1987, Carneiro 1990, Santos et al. 1992). A contaminação de sementes florestais se dá predominantemente no solo, incluindo saprófitos e parasitas facultativos (Medeiros et al. 1992). Como grande parte destas sementes foi coletada diretamente do solo é provável que muitas dessas já estivessem contaminadas por fungos. Medeiros et al. (1992) detectou a presença de 25 diferentes gêneros de fungos associados a sementes de *M. urundeuva*. Fungos encontrados em sementes se reproduzem muito rápido, facilitando a contaminação de outras sementes durante o armazenamento (Wetzel 1987).

A manutenção da germinabilidade após o armazenamento a –20 e –196 °C indica que a maioria das espécies estudadas tende têm comportamento ortodoxo. Sementes ortodoxas podem ser levadas a um baixo teor de umidade e expostas a baixas temperaturas sem que sofram danos (Roberts 1973, Melo & Eiras 1995, Salomão & Fujichima 2002, Fonseca & Freire 2003). O baixo conteúdo de umidade e as principais reservas de armazenamento como amidos, lipídios, algumas proteínas e açúcares específicos são sintetizados de forma tardia no desenvolvimento da semente ortodoxa e podem estar relacionados à sua tolerância à dessecação e exposição abaixo de zero (Castro et al. 2004). O baixo teor de umidade de sementes ortodoxas impede a formação de cristais de gelo durante o período de armazenamento, o que poderia causar danos e declínio na viabilidade das sementes (Medeiros & Cavallari 1992). Sementes ortodoxas, quando dispersas, apresentam conteúdo de água em torno de 5 a 10% de seu peso fresco, enquanto sementes recalcitrantes, geralmente, ao final de seu desenvolvimento, apresentam elevado conteúdo de água, cerca de 60 a 75% do seu peso fresco (Castro et al. 2004). A diminuição significativa no poder germinativo de *A. pyrifolium* e *H. courbaril*, após a exposição ao nitrogênio líquido (–196 °C) e de *T. impetiginosa* (Figura 2), após a exposição a –20 °C pode ser devido a fatores individuais como, conteúdo de umidade inadequado, contaminação fúngica e efeito prejudicial do rápido congelamento (Salomão 2002).

Das 19 espécies estudadas, apenas *A. pyrifolium* e *H. courbaril* não responderam de forma positiva ao armazenamento em nitrogênio líquido, o que indica ser a conservação ex situ uma importante estratégia de conservação a ser adotada para a maioria das espécies de florestas secas do Brasil Central, para auxiliar sua conservação in situ. Salomão (2002) e Wetzel et al. (2003) descreveram o comportamento de sementes de espécies tropicais quanto ao armazenamento em condições criogênicas a –20 °C e ao nitrogênio líquido (–196 °C), concluindo que a criopreservação pode ser uma alternativa promissora para a conservação de varias espécies do bioma Cerrado. Salomão (2002) estudando 66 espécies tropicais verificou que apenas seis apresentaram diminuição significativa no seu poder germinativo após imersão no nitrogênio liquido. Wetzel et al. (2003), estudando o armazenamento a –20 e a –196 °C, de sementes de 13 espécies de Cerrado, verificou diminuição significativa no poder germinativo de apenas uma espécie.

O armazenamento em sacos de papel em temperatura ambiente mostrou-se eficaz para conservar a qualidade fisiológica de sementes de espécies arbóreas fitossociologicamente importantes de floresta estacional decidual por três e 15 meses. Dessa forma, a estratégia de coletar sementes em sua época de dispersão, armazená-las e plantá-las no período em que as chuvas se tornam constantes, poderia favorecer a germinação de sementes e o estabelecimento de plântulas em floresta estacional decidual, evitando que estas sofressem dessecação devido aos veranicos. Para as espécies que não mantiveram a germinabilidade, como *T. impetiginosa*, *A. pyrifolium*, *C. arborea* e *C. trichotoma* o armazenamento a –20 e a –196 °C se mostrou uma estratégia eficaz. Em condições de campo, devem-se investir esforços nas espécies mais tolerantes como, por exemplo, *A. cearensis, S. striata, L. montanus* e *J. brasiliana*.

Agradecimentos

A Nilton Barbosa e Hélder Consolaro pelo auxílio na coleta de sementes. A Rosângela Mundim e Glauciana dos Santos pelo auxílio com os testes de germinação. A Maurício Sampaio, Ernestino Guarino e Isabel Figueiredo pelas sugestões constantes no desenvolvimento do trabalho. A dois revisores anônimos pelas sugestões. A Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia e Fundo Nacional do Meio Ambiente pelo auxílio financeiro no desenvolvimento do trabalho.

Referências Bibliográficas

ARAÚJO, E. & ROSSETTO, E.A. 1987. Doenças e injúrias de sementes. In Patologia de sementes (J. Soave & M.M.V.S. Wetzel, eds.). Fundação Cargill, Campinas, p. 146-161.

BARBOSA, D.C.A., HAMBURGO ALVES, J.L., PRAZERES, S.M. & PAIVA, A.M.A. 1989. Dados fenológicos de 10 espécies arbóreas de uma área de caatinga (Alagoinha - PE). Acta Bot. Bras. 3(2):109-117.

BLAIN, D. & KELLMAN, M. 1991. The effect of water supply on tree seed-germination and seedling survival in a tropical seasonal forest in Veracruz, Mexico. J. Trop. Ecol. 7(1):69-83.

BORGES, E.E.L. & RENA, A.B. 1993. Germinação de Sementes. In Sementes florestais tropicais (I.B. Aguiar, F.C.M. Piña-Rodrigues & M.B. Figliolia, eds.). Associação Brasileira de Tecnologia de Sementes, Brasília, p. 83-135.

BRASIL. 1992. Regras para análise de semente. Ministério da Agricultura e Reforma Agrária, Brasília, 365p.

CABRAL, E.L., BARBOSA, D.C.A. & SIMABUKURO, E.A. 2003. Armazenamento e germinação de sementes de *Tabebuia aurea* (Manso) Benth & Hook. F. ex. S. Moore. Acta Bot. Bras. 17(4):609-617.

CARNEIRO, J.S. 1990. Qualidade sanitária de sementes de espécies florestais em Paraopeba, MG. Fitopatol. Bras. 15 (1):75-77.

CARVALHO, L.R., SILVA, E.A.M. & DAVIDE, A.C. 2006. Classificação de sementes florestais quanto ao comportamento no armazenamento. Rev. Bras. Sementes 28(2):15-25.

CORLETTI, F.M.F., BARROS, A.C.S.A. & VILLELA, F.A. 2007. Qualidade fisiológica de sementes de urucum armazenadas em diferentes ambientes e embalagens. Rev. Bras. Sementes 29(2):148-158.

DAWS, M.I., GARWOOD, N.C. & PRITCHARD, H.W. 2005. Traits of recalcitrant seeds in a semi-deciduous tropical forest in Panamá: some ecological implications. Funct. Ecol. 19(5):874-885.

DE CASTRO, R.D., BRADFORD, K.J. & HILHORST, H.W.M. 2004. Desenvolvimento de sementes e conteúdo de água. In Germinação: Do básico ao aplicado (A.G. Ferreira & F. Borghetti, eds.). Artmed, Porto Alegre, p. 51-68.

DEGAN, P., AGUIAR, I.B., SABER, R., PERECIN, D. & PINTO, L.R. 2001. Influência de método de secagem de sementes de Ipê branco. Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient. 5(3):492-496.

DOS SANTOS, G.R., ARAÚJO, E. & BRUNO, R.L.A. 1992. Investigações preliminares sobre detecção e patogenicidade da microflora de sementes de urucu (*Bixa orellana* L.). Rev. Bras. Sementes 14(1):13-15

EIRA, M.T.S., FREITAS, R.W.A. & MELLO, C.M.C. 1993. Superação de dormência em sementes de *Enterolobium contortisiliquum* (Vell) Morong. – Leguminosae. Rev. Bras. Sementes 15(2):177-181.

ENGELBRECHT, B.M.J., DALLING, J.W., PEARSON, T.R.H., WOLF, R.L., GÁLVEZ, D.A., KOEHLER, T., TYREE, M.T. & KUSSAR, T.A. 2006. Short dry spells in the wet season increase mortality of tropical pioneer seedlings. Oecologia 148(2):258-269.

FERREIRA, R.A. & CUNHA, M.C.L. 2000. Aspectos morfológicos de sementes, plântulas e desenvolvimento da muda de craibeira (*Tabebuia caraíba* (Mart.) Bur. – Bignoniaceae) e pereiro (*Aspidosperma pyrifolium* Mart. – Apocynaceae). Rev. Bras. Sementes 22(1):134-143.

FERREIRA, R.A., OLIVEIRA, L.M., CARVALHO, D., OLIVEIRA, A.F. & GERMAQUE, R.C.R. 2004. Qualidade fisiológica de sementes de *Copaifera langsdorffii* Desf. envelhecidas artificialmente. Rev. Cienc. Agríc. 35(1):82-86

FIGUEIREDO, I.B. 2002. Padrões de polinização e dispersão de sementes de espécies arbóreas de floresta estacional decidual, Brasil Central. Trabalho de monografia, Unesp, Rio Claro.

FONSECA, S.C.L. & FREIRE H.B. 2003. Sementes recalcitrantes: problemas na pós-colheita. Bragantia 62(2):297-303.

FONSECA, F.L., MANEGARIO, C., MORI, E.S. & NAKAGAWA, J. 2005. Maturidade fisiológica de sementes de Ipê Amarelo, *Tabebuia chrysotricha* (Mart. Ex DC.) Standl. Sci. For. 69:136-141.

FOWLER, J.A.P. 2000. Superação de dormência e armazenamento de sementes de espécies florestais. In Reflorestamento de propriedades para fins produtivos e ambientais: um guia para ações municipais e regionais (A.P.M. Galvão, ed.). Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, Brasília; Embrapa Florestas, Colombo, p. 77-90.

GARWOOD, N.C. 1983. Seed germination in a seasonal tropical forest in Panama: a community study. Ecol. Monographs 53:159-181.

GENTIL, D.F.O. 2001. Conservação de sementes de cafeeiro: Resultados discordantes ou complementares. Bragantia 60(3):149-154.

GONZÁLES, S. & TORRES, R.A.A. 2003. Coleta de sementes e produção de mudas. In Germinação de Sementes e Produção de Mudas e Plantas do Cerrado (A.N. Salomão et al., eds.). Rede de Sementes do Cerrado, Brasília, p. 11-22.

GUARINO, E.S.G. 2004. Germinação de sementes e estabelecimento de plântulas de arvores em florestas estacionais deciduais e pastagens abandonadas. Tese de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.

HARRINGTON, J.F. 1972. Seed Storage and Longevity. In Seed Biology (T.T. Kolowiski, ed.). Academic Press, New York, p. 145-245.

HOLDRIDGE, L.R. 1967. Life Zone Ecology. Tropical Science Center, San Jose, CostaRica, 266p.

HOLL, K.D. & LULOW, M.E. 1997. Effects of species, habitat, and distance from edge on post-dispersal seed predation in a tropical rainforest. Biotropica 29(4):459-468.

IBGE. 1995. Zoneamento geoambiental e agroecológico do estado de Goiás: região nordeste. IBGE/ Divisão de Geociências do Centro-Oeste, Rio de Janeiro, Brasil.

JANSEN, D.H. 1988. Tropical dry forest: The most endangered major tropical ecosystem. In Biodiversity (E.O.Wilson, ed.). Natural Academic Press, Washington, p. 130-137.

KHURANA, E. & SINGH, J.S. 2001. Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry forest: a review. Env. Cons. 28(1):39-52.

LIMA, V.V.F., VIEIRA, D.L.M., SALOMÃO, A.N. & SEVILHA, A.C. 2007. Germinação de espécies de floresta decidual após armazenamento: implicações para restauração. Rev. Bras. Bioc. 5(supl. 2):96-98.

MCLAREN, K.P. & MCDONALD, M.A. 2003. The effects of moisture and shade on seed germination and seedling survival in tropical dry forest in Jamaica. For. Ecol. Manage. 183(1):61-75.

MEDEIROS, A.C.S. & CAVALLARI, D.A.N. 1992. Conservação de germoplasma de aroeira (*Astronium urundeuva* (FR.ALL.) ENG.). Rev. Bras. Sementes 14(1):73-75.

MEDEIROS, A.C.S., MENDES, M.A.S., FERREIRA, M.A.S.V. & ARAGÃO, F.J.L. 1992. Avaliação quali-quantitativa de fungos associados a sementes de aroeira (*Astronium urundeuva* (FR. ALL.) ENGL.). Rev. Bras. Sementes 14(1):50-54.

MEDEIROS, A. C. & ZANON, A. 1998. Conservação de sementes de aroeira-vermelha (*Schinus terebinthifolius* RADDI). Bol. Pesq. Florestal 36:11-20.

MELO, C.M.C. & EIRA, M.T.S. 1995. Conservação de sementes de ipês (*Tabebuia* ssp.). Rev. Árvore 19(4):427-432.

MELO, M.G., MENDONÇA, M.S. & MENDES, A.M. 2004. Análise morfológica de sementes, germinação e plântulas de jatobá (*Hymenaea intermedia* var. *adenothicha* (Ducke) Lee e Lang.- Leguminosae-caesalpinioideae). Acta Amaz. 34(1):9-14.

MOREIRA, M.A.T., SOBRINHO, S.P., SILVA, S.J. & SIQUEIRA, A.G. 2005. Superação de dormência em sementes de jatobá (*Hymenaea courbaril* L.). Universidade Estadual de Goiás, Goiás, 6p.

MURPHY, P.G. & LUGO, A.E. 1995. Dry forests of Central America and Caribbean islands. In Seasonally dry tropical forests (S.H. Bullock, H. Mooney & E. Medina, eds.). Cambridge University Press, New York, p. 9-34.

MURPHY, P.G. & LUGO, A.E. 1986. Ecology of tropical dry forest. Ann. Rev. Ecol. Syst. 17:67-88.

NEPSTAD, D.C., UHL, C., PEREIRA, C.A. & SILVA, J.M.C. 1996. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. Oikos 76(1):25-39.

POPINIGIS, F. 1977. Fisiologia da Semente. Agiplan, Brasília, 289p.

RANDON, J.N., SASSAKI, R.M., ZAIDAN, L.B.P. & FELIPPE G.M. 2001. Effects of moisture contebt and temperature during storage on germination of the achenes of *Bidens gardneri* Baker. Rev. Bras. Bot. 24(1):35-41

RATTER, J.A. 1992. Transitions between cerrado and forest vegetation in Brazil. In Nature and dynamics of forest-savanna boundaries (P.A. Furley, J. Proctor & J.A. Ratter, eds). Chapman & Hall, London, p.51-76.

RAY, G.J. & BROWN, B.J. 1995. Restoring Caribbean dry forests: evaluation of tree propagation techniques. Rest. Ecol. 3(2):86-94.

ROBERTS, E.H. 1973. Predicting the storage life of seeds. Seed Sci.Technol. 1(3):499-514.

SALOMÃO, A.N. 2002. Tropical seed species responses to liquid nitrogen exposure. Braz. J. Plant Physiol. 14(2):133-138.

SALOMÃO, A.N. & FUJICHIMA, A.G. 2002. Respostas de sementes de *Tabebuia aurea* (Manso) Benth. & Hook. F. ex. S. Moore. (Bignoniaceae)

à dessecação e ao congelamento em temperaturas a subzero. Circular Técnico 76. Embrapa – Cenargen, Brasília, 4p.

SALOMÃO, A.N. & SOUSA-SILVA, J.C. 2003. Germinação, análise e armazenamento de sementes. In Germinação de Sementes e Produção de Mudas e Plantas do Cerrado (A. N. Salomão et al., ed.). Rede de Sementes do Cerrado, Brasília, p. 3-10.

SALOMÃO, A.N., SOUSA-SILVA, J.C., DAVIDE, A.C., GONZÁLES, S., TORRES, R.A.A., WETZEL, M.M.V.S., FIRETTI, F. & CALDAS, L.S. 2003. Germinação de Sementes e Produção de Mudas e Plantas do Cerrado (A. N. Salomão et al., ed.). Rede de Sementes do Cerrado, Brasília, 96p.

SAMPAIO, E. 1995. Overview of the Brazilian caatinga. In Seasonally dry tropical forests (S. H. Bullock, H. A. Mooney & E, Medina eds.). Cambridge University Press, New York, p. 35-63.

SAUTU, A., BASKIN, J.M., BASKIN, C.C. & CONDIT, R. 2006. Studies on the seed biology of 100 native species of trees in a seasonal moist tropical forest, Panama, Central America. For. Ecol. Manage. 234(1-3):245-263.

SCALON, S.P.Q., MASSURY, R.M., FILHO, H.S., FRANCELINO, C.S.F. & FLORENCIO, D.K.A. 2006. Armazenamento e tratamento pré-germinativo em sementes de Jacarandá (*Jacaranda cuspidifolia* Mart.). Rev. Arvore. 30(2):179-185.

SCARIOT, A. & SEVILHA, A.C. 2005. Biodiversidade, estrutura e conservação de florestas estacionais deciduais no Cerrado. In Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação (A. SCARIOT, J.C. SOUSA-SIVA & J.M. FELFELI). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p. 122-139.

SCARIOT, A. & SEVILHA, A.C. 2000. Diversidade, estrutura e manejo de florestas deciduais e as estratégias para a conservação. Tópicos atuais em botânica. In Palestras convidadas do 51° Congresso Nacional de Botânica. Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, Brasília, p. 183-188.

SOUSA, V. C., BRUNO, R. L. A. & ANDRADE, L. A. 2005. Vigor de sementes armazenadas de ipê-amarelo *Tabebuia serratifolia* (VAHL). NICH. Rev. Arvore 29(6):833-841.

STANWOOD, P.C. 1984. Cryopreservation of seeds: a preliminary guide to the practical preservation of seeds germplasm in liquid nitrogen. In International Board for Plant Resources (FAO ed.). IBPGR Advisory Committee on Seed Storage, Roma, p. 8-27.

VIEIRA, D.L.M. & SCARIOT, A. 2006a. Principles of natural regeneration of tropical dry forest for restoration. Rest. Ecol. 14(1):11-20.

VIEIRA, D.L.M. & SCARIOT, A. 2006b. Effects of logging, liana tangles and pasture on seed fate of dry forest tree species in Central Brazil. For. Ecol. Manage. 230(1-3):197-205.

WETZEL, M.M.V.S. 1987. Fungos do armazenamento. In Patologia de sementes (J. SOAVE & M.M.V.S. WETZEL). Fundação Cargill, Campinas, p. 260-274.

WETZEL, M.M.V.S., REIS, R.B. & RAMOS, K.M. 2003. Métodos para criopreservação de sementes de espécies florestais nativas. Circular técnica 26. Embrapa – Cenargen, Brasília, 4p.

Recebido em 17/10/07
Versão Reformulada recebida em 01/07/08
Publicado em 01/08/08

New record of *Thalia cicar* van Soest 1973 (Urochordata: Thaliacea) in the Equatorial Atlantic

Xiomara Franchesca García Díaz[1,2], Lucia Maria de Oliveira Gusmão[1] & Sigrid Neumann-Leitão[1]

[1]Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco – UFPE,
Av. Arquitetura, s/n, Cidade Universitaria, CEP 50670-901, Recife, PE, Brazil
[2]Corresponding author: Xiomara Franchesca García Díaz,
e-mail: xiofra@yahoo.com, http://www.ufpe.br/docean

DIAZ, X.F.G., GUSMÃO, L.M.O. & NEUMANN-LEITÃO, S. 2008. **New record of *Thalia cicar* van Soest 1973 (Urochordata: Thaliacea) in the Equatorial Atlantic**. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?article+bn01108032008.

Abstract: *Thalia cicar* van Soest 1973 (Urochordata, Thaliacea) is considered a tropical-subtropical species, registered in the Atlantic Ocean at latitudes between 7-34° S and 6-32° N. This work enlarges the occurrence of this species for Equatorial Atlantic waters. The specimens were found in a shelf break area of the Brazilian northeastern (07° 50'-07° 70' S and 34° 23' W) during the expedition JOPS-II (Joint Oceanographic Projects II) in March 1995; and, in São Pedro e São Paulo arquipelago (0° 55' N and 29° 20' W) in May and June, 2005. These two areas are characterized by the presence of local upwelling that induces the ascent of bottom waters rich in nutrients, generating areas of larger productivity than the typically oligotrophic Equatorial Atlantic waters. The new occurrence of *Thalia cicar* reported in this work can be related to these more productive waters of Equatorial Atlantic. The species that is most commonly found in the Atlantic Ocean is *T. democratica*, and the lack of past records of *T. cicar* might have been caused by the taxonomic difficulties determining of the solitary and aggregate zooids of these two species. This work suggests the potential use of the ratios among tunic lengths as an additional character to differentiate *T. cicar* and *T. democratica* oozooids.
Keywords: *salps, biogeography, Brazilian northeastern waters, São Pedro e São Paulo archipelago.*

DIAZ, X.F.G., GUSMÃO, L.M.O. & NEUMANN-LEITÃO, S. 2008. **Novo registro de *Thalia cicar* van Soest 1973 (Urochordata: Thaliacea) no Atlântico Equatorial**. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?article+bn01108032008.

Resumo: *Thalia cicar* van Soest 1973 (Urochordata, Thaliacea) é considerada uma espécie tropical-subtropical, registrada no oceano Atlântico desde 7 a 34° S e 6 a 32°N. Este trabalho amplia a ocorrência desta espécie para águas do Atlântico equatorial. Os espécimes foram encontrados na plataforma continental do Nordeste brasileiro (07° 50'-07° 70' S e 34° 23' W) durante a expedição JOPS-II (Joint Oceanographic Projects II) em março de 1995 e no arquipélago de São Pedro e São Paulo (0° 55' N e 29° 20' W) em maio e junho de 2005. Essas duas áreas se caracterizam pela presença de ressurgências locais que induzem a ascensão de nutrientes, gerando locais de alta produtividade, nas águas tipicamente oligotróficas do Atlântico equatorial. O registro de *Thalia cicar* nesses dois locais pode estar relacionado com essas águas de maior produtividade no Nordeste brasileiro. A espécie de *Thalia* comumente encontrada no oceano Atlântico é *T. democratica* e a ausência de registros passados de *T. cicar* pode decorrer das dificuldades taxonômicas em diferenciar os zoóides solitários e agregados dessas duas espécies. Este trabalho sugere a utilização da proporção entre os comprimentos das projeções da túnica como um caráter adicional para diferenciar os oozoóides destas duas espécies.
Palavras-chave: *salpas, biogeografia, águas do nordeste brasileiro, arquipélago de São Pedro e São Paulo.*

Introduction

Salps (Class Thaliacea, Order Salpida) are the most common pelagic tunicates (Esnal 1979, Bone 1997). Salps can form massive aggregations of millions of individuals that may play a significant role in marine ecosystems and they exhibit some of the fastest growth rates of any multicellular organism (Esnal & Daponte 1999). Salps are important contributors to the zooplanktonic community of the open ocean (Bone 1997). The greatest abundances are registered in waters of high latitudes (Casareto & Nemoto 1986, Huntley et al. 1989) with a patchy distribution typical of most of the zooplanktonic groups. In the food chain, this group is considered as one of the principal picoplankton (0.2-2 µm) and nanoplankton (2-20 µm) consumers in oceanic waters (Kremer & Madin 1992). Their feeding mechanism exhibits a high filtration rate that removes suspended particles by the pharyngeal water pumping (Madin 1974, Harbison & Gilmer 1976). Salps play an important role in the transport of particles from the euphotic zone to deep waters, due to high defecation rates and fecal pellets with fast sinking rates, which are rich in non-digested materials (Miller & Cosson 1997).

On average, salps are present at low abundances in relation to other zooplanktonic groups. Salps are very fragile and non-uniformly distributed in the water column. These features cause difficulties for quantitative sampling and organism collection in good conditions (Madin et al. 1996). For species determination the difficulties are mainly linked to the tunic fragility and the morphological similarities among species. Length and shape of the tunic projections are key characters for taxonomic identification of *Thalia* solitary forms (oozooids) (Esnal & Daponte 1999). In the aggregate form (blastozooid) of this genus, the principal theory that explains the morphological characters similarity is the continuous gene flow among sympatric species (Borgelt 1968).

Thalia cicar holotype (a solitary zooid) and paratypes (nine solitary zooids and ten aggregate zooids) were recorded for the first time in 1970 at north Curaçao by van Soest (1973). Later, this species was registered by this same author in waters off Japan and South Africa (van Soest 1975). This author observed morphological variations in his collection and contributed to the differentiation of the species *T. democratica* (Forskål 1775), *T. rhomboides* (Quoy & Gaimard 1824), *T. orientalis* Tokioka 1937 and *T. longicauda* (Quoy & Gaimard 1824), and to the description of two new species: *T. cicar* van Soest 1973 and *T. sibogae* van Soest 1973.

Today seven species of *Thalia* are recognized, and four of these have been registered only to the South Atlantic (Esnal & Daponte 1999). Among them, *Thalia cicar* is a tropical and subtropical species, with a latitudinal distribution in the Atlantic Ocean between 6 to 32° N and 7 to 34° S. Absence of records of *T. cicar* in Equatorial Atlantic waters before the present work could be due to their patchy distribution and/or difficulties in their taxonomic identification. Also, the limited number of researches in this latitude might have contributed to this lack of information. The aim of this study was to enlarge the distribution of this species and suggest morphometrical characteristics that differentiate the oozooids of *T. cicar* and *T. democratica*, species commonly confused due their sympatric distribution and morphological similarities.

Materials and Methods

The zooplankton samples were collected during two oceanographic expeditions carried out in different periods, sampling areas and using different collection methods.

1. Brazilian northeastern (Western Equatorial Atlantic)

Samples from three stations located at coastal, shelf break and oceanic waters off the Brazilian northeastern (Western Equatorial Atlantic) were analyzed (Figure 1). The collections were made aboard the German Research Vessel Victor Hensen during Leg 5 of the JOPS-II (Joint Oceanographic Projects II) expedition, in March 1995. The zooplankton was collected using a Bongo net 2 m long, 60 cm of mouth diameter, and 300 µm mesh size, equipped with a flowmeter (Hydrobios) attached at the opening of the net. The Bongo net samples were taken as double oblique hauls from 200 m to surface, and the towing speed was about 3 knots. The samples were preserved in 4% buffered formalin/seawater solution.

2. São Pedro e São Paulo archipelago (Central Equatorial Atlantic)

The São Pedro e São Paulo archipelago (SPSPA) are a group of volcanic rocky islands formed near to São Paulo fracture of Mid-Atlantic ridge in Central Equatorial Atlantic (0° 55' N and 29° 20' W) (Figure 1). Two sampling stations were established at SPSPA, one in the center of the bay and another on the west side of the archipelago (Figure 1). The hauls were made during five days between May 30th and June 4th of 2005 (Table 1), twice a day (morning and afternoon) at each station resulting in a set of 20 samples, only nine of them with *T. cicar*.

Sampling was done with a plankton net with 300 µm mesh size with a flowmeter (Hydrobios) attached to the net mouth opening. Horizontal surface hauls were made with towing speed of 3 knots for 10 minutes. The fixation, identification and measures of the organisms were made in the same way as above.

3. Taxonomy

In the laboratory, all salps were picked out from the samples and identified using the Esnal and Daponte (1999) synopsis for the South Atlantic salps. Individuals were submerged during 24 hours in 2% Rose Bengal solution for a better observation of the taxonomic characters and later observed under a stereoscopic and a compound microscope. The oozooids measurements were made using a millimeter ocular: total length from the anterior to posterior part of the tunic excluding the posterior projections (l); tunic width (w); posterior projections length (pp) and lateral projections length (lp); superior (smp) and inferior (imp) mid-ventral projections length. For each oozooids the ratios between the tunic measurements (l/w, l/pp, pp/lp, l/lp, smp/imp) were calculated and compared with those of *Thalia democratica*. In the blastozooids, we measured the length (l) and tunic width (w). The tunic measurements ratios were compared by *t*-student tests. This work includes images taken at Zooplankton Laboratory (Universidade Federal de Pernambuco — UFPE, Brazil) with digital camera.

Results

1. Brazilian northeast (Western Equatorial Atlantic)

Thalia cicar was found only in the samples taken from the region of the shelf break. This is the first record of this species from the northeastern Brazilian waters. The six registered individuals were oozooids. Three of them, presented only the tunic with stolon (without the internal organs). The length of the organisms were between 2.13 and 6.38 mm ($\bar{\chi}$ = 3.65, SD = ±1.72, N = 6) and their width between 1.28 and 3.72 mm ($\bar{\chi}$ = 1.92, SD = ±0.93, N = 6).

2. São Pedro e São Paulo archipelago (SPSPA)

In SPSPA, both oozooids and blastozooids of *T. cicar* were found, with the predominance of the aggregate form. The oozooids presented a length between 2.02 and 6.64 mm ($\bar{\chi}$ = 4.65, SD = ±1.29, N = 10) and width between 1.39 and 5 mm ($\bar{\chi}$ = 3.21, SD = ±1.11, N = 10).

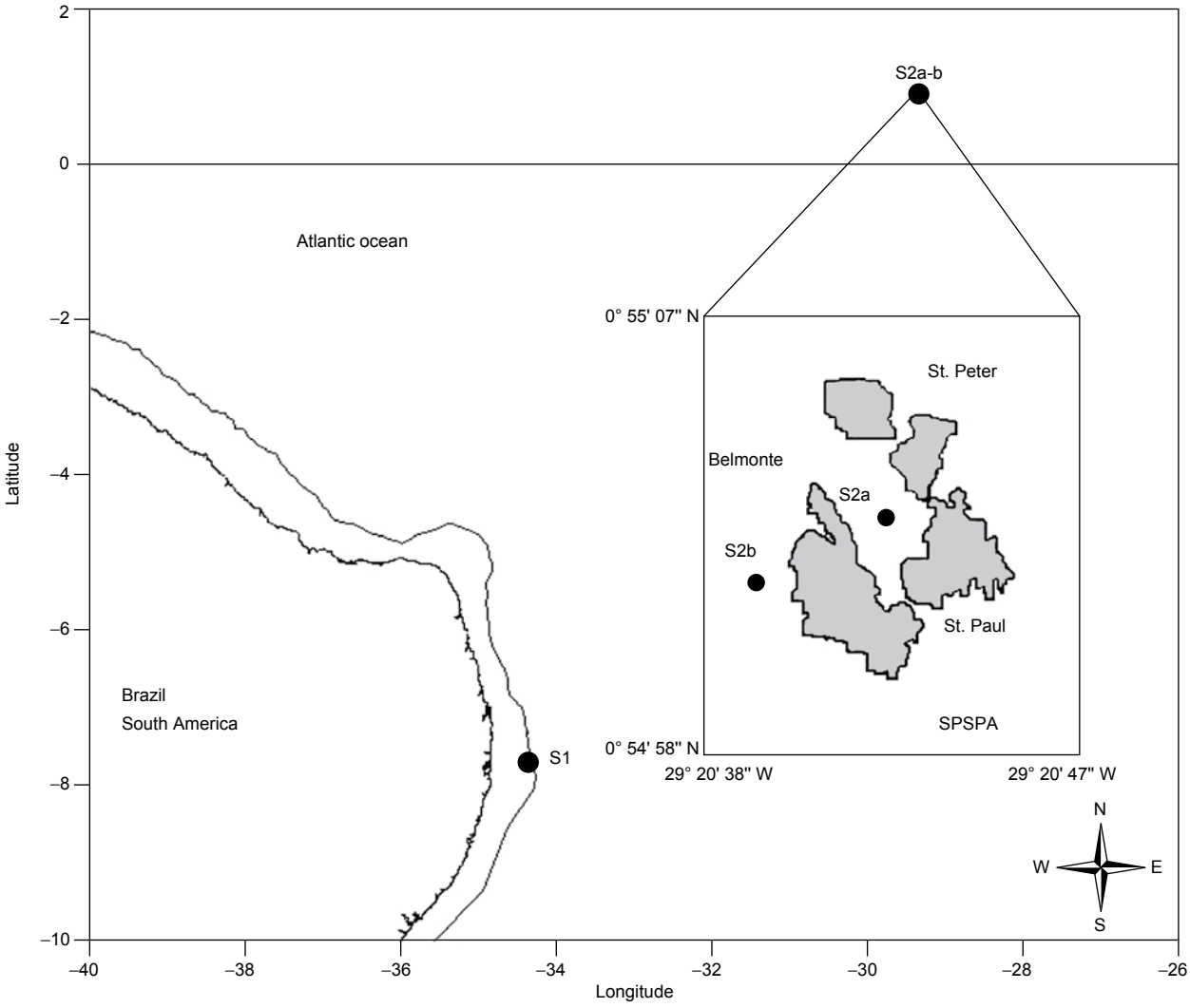


Figure 1. Sampling stations where *Thalia cicar* was found: S1 = Brazilian Northeast (Western Equatorial Atlantic) (07° 41' S and 34° 23' W); S2 = São Pedro e São Paulo archipelago - SPSPA (Central Equatorial Atlantic): S2a = Bay (00° 55' 03" N and 29° 20' 42" W); S2b = West side (00° 55' 03" N and 29° 20' 46" W).

Figura 1. Estações de amostragem onde *Thalia cicar* foi registrada: S1 = Nordeste Brasileiro (Atlântico oeste equatorial) (07° 41' S e 34° 23' O); S2 = Arquipélago de São Pedro e São Paulo - ASPSP (Atlântico central equatorial): S2a = Enseada (00° 55' 03" N e 29° 20' 42" O); S2b = Lado oeste (00° 55' 03" N e 29° 20' 46" O).

Table 1. Collection data and coordinates of the sampling stations where *Thalia cicar* was found: (S1) Break shelf of Brazilian Northeast (Western Equatorial Atlantic), (S2a, S2b) São Pedro e São Paulo archipelago (Equatorial Atlantic).

Tabela 1. Dados de coleta e coordenadas das estações de amostragem onde *Thalia cicar* foi registrada: (S1) Quebra de plataforma no nordeste brasileiro (Atlântico oeste equatorial), (S2a, S2b) Arquipélago São Pedro e São Paulo (Atlântico equatorial).

Station	Latitude	Longitude	Area	Local depth (m)	Date	Beginning time
S1	07° 41'S	34° 23' W	Break shelf	600	02/03/95	4:06 PM
S2a	00° 55' 03" N	29° 20' 42" W	Oceanic-bay SPSPA	7-20	01/06/05	4:53 PM
-	-	-	-	-	02/06/05	7:00 AM
-	-	-	-	-	02/06/05	5:15 PM
-	-	-	-	-	03/06/05	5:25 PM
-	-	-	-	-	04/06/05	7:39 AM
S2b	00° 55' 03" N	29° 20' 46" W	Oceanic-Outside SPSPA	15-4.000	01/06/05	8:08 AM
-	-	-	-	-	01/06/05	5:08 PM
-	-	-	-	-	02/06/05	7:32 AM
	-	-	-	-	02/06/05	5:30 PM

The blastozooids presented a length between 4.73 and 5.16 mm ($\bar{\chi}$ = 4.89, SD = ±0.23, N = 3) and a width between 2.23 and 3.19 mm ($\bar{\chi}$ = 2.78, SD = ±0.49, N = 3).

3. Comparison between Thalia cicar and T. democratica

In the haul carried out by the shelf break, oozooides of *Thalia cicar* and *Thalia democratica* co-occurred. In SPSPA both blastozooids and oozooids, were found. These two species are very similar morphologically (Figure 2), causing confusion in their taxonomic identification.

All oozooids of *T. cicar* and *T. democratica* exhibit differences in the length of the tunic projections and subsequent differences in the ratios between these projections. Significant differences between the two species in the majority of tunic measurements ratios (p-value <0.05) were found, as showed in the Table 2. No differences between tunic length and posterior projection length ratio (l/pp) and superior and inferior mid-ventral projections length ratio (smp/imp) were observed. The pp/lp ratio was smaller in *T. cicar* than in *T. democratica*. The posterior projection length was longer than the lateral projections in *T. democratica* (Table 2). The l/lp, l/smp, l/imp ratios showed that the tunic length was longer than tunic projections in *T. democratica* (Table 2).

Discussion

Esnal & Daponte (1999) reported a tropical-subtropical distributional pattern of *T. cicar* with latitudinal limits, being found between 20 and 35° in the South Atlantic. In Brazilian coast, this species was registered to the South of the latitude 12° S in the states of Bahia, Espírito Santo and Rio de Janeiro (Bonecker & Quintas 2006). Despite the low abundances in Southern Brazil, during the summer *T. cicar* seems to be favored by tropical waters (due the thermophile character of this species), as suggested by Amaral et al. (1997). Reports of *T. cicar* in the Atlantic Ocean are rare (Table 3). In the Gulf of Mexico, Yucatán Channel and Caribbean Sea, *T. cicar* was found predominantly with high frequency of occurrence (Esnal 1979) and with high abundances at the Dutch Antilles surroundings waters (van Soest 1973). In the Equatorial oceanic waters, this species was registered only from the mid Atlantic by van Soest (1973).

The waters of northeastern Brazil are characterized by low primary productivity (<0.5 mg Chl-a.m^{-3}) due to the permanent thermocline that inhibits the upward flow of nutrients (Medeiros et al. 1999, Neumann-Leitão et al. 1999). Higher productivities in the

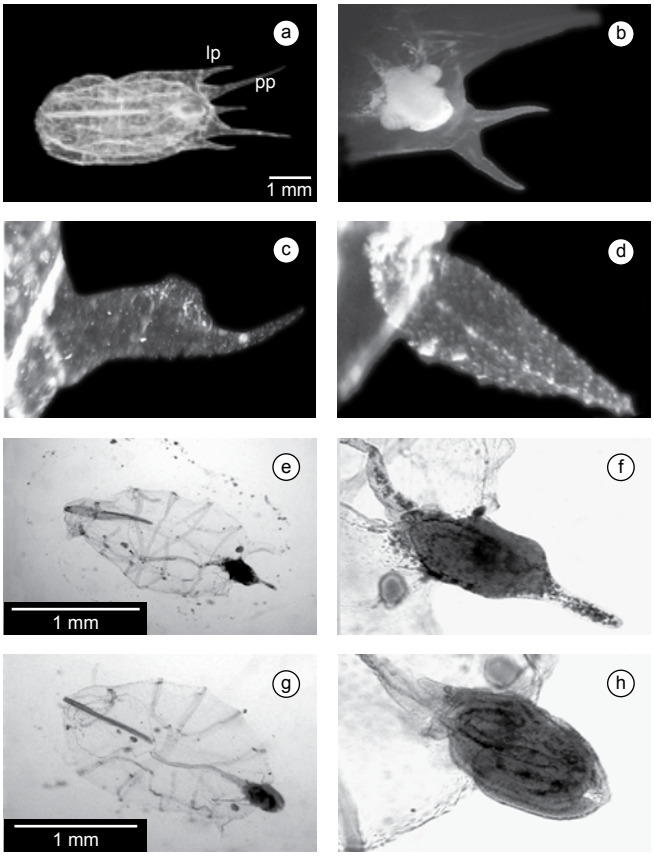
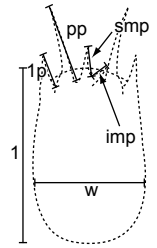


Figure 2. Morphological characteristics of *Thalia cicar* and *T. democratica* (individuals collected at SPSPA); a) *T. cicar* solitary form, ventral view (lp = lateral projections, pp = subsequent projections); b) *T. cicar* solitary form, lateral view, mid-ventral projections; c) *T. cicar*, bifurcated atrial palp; d) *T. democratica*, simple atrial palp; e) *T. democratica* aggregate form, ventral view; f) *T. democratica* aggregate form, nucleus with projection; g) *T. cicar* aggregate form, ventral view and h) *T. cicar* aggregate form, nucleus without projection (Pictures: Sérgio Almeida).

Figura 2. Características morfológicas de *Thalia cicar* e *T. democratica* (Indivíduos coletados no ASPSP); a) Forma solitária de *T. cicar*, vista ventral (lp = rojeções laterais, pp = projeções posteriores); b) Forma solitária de *T. icar*, vista lateral, projeções médio-ventrais; c) *T. cicar*, palpo atrial bifurcado; d) *T. democratica*, palpo atrial simples; e) Forma agregada de *T. democratica*, vista ventral; f) Forma agregada de *T. democratica*, núcleo e projeção; g) Forma agregada de *T. cicar*, vista ventral e h) Forma agregada de *T. cicar*, núcleo sem projeção (Fotos: Sérgio Almeida).

Table 2. Differences between *Thalia cicar* and *T. democratica* based on the tunic ratios and their projections: tunic length (l), tunic width (w), posterior projections length (pp), lateral projections length (lp); superior mid-ventral projections length (smp) and inferior mid-ventral projections length (imp).

Tabela 2. Diferenças entre *Thalia cicar* e *T. democratica* baseadas nas proporções das medidas da testa e das suas projeções: comprimento da testa (l), largo da testa (w), comprimento das projeções posteriores (pp), comprimento das projeções laterais (lp); comprimento das projeções médio-ventrais superiores (smp) e comprimento das projeções médio-ventrais inferiores (imp).



Oozooid (dorsal view)

Ratio	*Thalia cicar* N = 10		*Thalia democratica* N = 7		p-value (*t*-student test)
	$\bar{\chi}$	SD	$\bar{\chi}$	SD	
l/w	1.49	±0.21	1.79	±0.22	0.0152
l/pp	1.94	±0.71	1.60	±0.21	0.1837
pp/lp	1.67	±0.52	4.56	±1.10	0.0002
l/lp	3.02	±0.78	7.22	±1.60	0.0002
smp/imp	1.24	±0.50	1.57	±0.32	0.1181
l/smp	4.53	±0.74	11.08	±2.67	0.0005
l/imp	5.45	±1.60	17.43	±5.61	0.0011

Table 3. Records of *Thalia cicar* in the Atlantic Ocean (? = information not available).

Tabela 3. Registros de *Thalia cicar* no oceano Atlântico (? = informação não disponibilizada).

Geographical area	Latitude	Longitude	Date	Reference
Bermuda	32° N	65° W	?	van Soest, 1973
Campeche Bay	20-24° N	90-96° W	August 1971 August and October 1972 August 1973	Esnal, 1979
Florida East Coast	24-28° N	82-86° W	May 1974	Esnal, 1979
Yucatan Channel	20-24° N	90-84° W	August 1971 October 1972 February 1973	Esnal, 1979
Yucatan and Caiman	16-22° N	78-88° W	August 1971 October 1972 March 1973	Esnal, 1979
Caribbean Sea and Dutch Antilles	12-13° N	68-70° W	February 1973	Esnal, 1979
Curaçao, Aruba and Bonaire. Surinam Coast	10-11° N 06-08° N	61-62° W 52-57° W	?	van Soest, 1973
Central South Atlantic	07° S	08° W	?	van Soest, 1973
Bahia, Brazil to Tomé Cape-Davis Bank-Trinidad Island	12-24° S	42-28° W	?	Bonecker and Quintas, 2006
Southern Brazil	31° 40' S 33° 45' S		February 1990	Amaral et al. 1997

shelf break areas can be caused by topographic upwelling and trade winds, favoring nutrients and planktonic enrichment of the superficial layers (Fournier 1978, Pingree & Mardell 1981, Mann & Lazier 1991).

The tropical oceanic regions are usually oligotrophic with a minimum vertical flow of nutrients and low biological production (Longhurst & Pauly 1987, Boltovskoy et al. 1999). However, areas with vertical mixtures caused by currents divergence, winds and oceanic currents interactions with the submarine relief, increase the biological production in regions as SPSPA (Travassos et al. 1999). The presence of *T. cicar* at the shelf break and/or oceanic islands, where the bottom topography favors local upwelling of deep waters, indicates the possible relationship between these organisms and some specific areas at Equatorial Atlantic Ocean with higher primary productivity.

The majority of salps are not able to modify their filtration rate in response to food concentration changes due to their feeding mechanism, thus the clogging of the filtration system can explain their absence in coastal waters rich in particulate matter (Deibel 1982, Harbison et al. 1986). Copepoda, the most abundant zooplanktonic group, feed on mixed diets of natural phytoplankton and microzooplankton (Turner 2004) but do not feed efficiently on particles smaller than 5 µm (Nival & Nival 1976), except the nauplii of various copepod species, which have been shown to feed upon bacterioplankton (Turner & Tester 1992, Roff et al. 1995). The ability of tunicates to take up very small food particles (<1 µm) may be an explanation for the great success in ultra-oligotrophic environments (Raymont 1983, Kremer & Madin 1992, Acuña, 1999). However, *Thalia* species might have the capacity to adjust their mucus production or to change the water pumping rate in a high particle concentration (Madin 1995). For this reason, it is possible that the presence of *T. cicar* was independent of the suspended particle concentration and was favored by local areas with higher productivity than circundant waters. However, those mechanisms suggest circumstances under experimental laboratory evidences. Madin (1995) shows data based only on some morphological features of *Thalia* that occurs on coastal waters.

The morphological similarities between *T. cicar* and *T. democratica* and their sympatric distribution could be the main causes for the exclusive record of *T. democratica* in the equatorial Atlantic waters. *Thalia democratica* has a wide distribution and is the most abundant salp in the South Atlantic (Esnal & Daponte 1999). It is necessary to identify some characteristics that facilitate the differentiation among *Thalia* species. A single example is the development of the blastogenic stolon and the position of the oozooids tunnel, characteristics that differentiate *Thalia longicauda* from other *Thalia* species (Daponte et al. 1996). The only species of the genus *Thalia* that has been reported in northeastern Brazilian waters was *Thalia democratica*, (Neumann-Leitão et al. 1999). The basic characteristic described by van Soest (1973) that differentiate the oozooids of the two species are the length of the posterior projections (long in *T. democratica* and short in *T. cicar*), the length of the lateral projections (small in *T. democratica* and long in *T. cicar*), the atrial palps (simple in *T. democratica* and bifurcate in *T. cicar*) (Figures 2 c,d) and the length of the mid-ventral projections (small in *T. democratica* and large in *T. cicar*). The blastozooids differ by the absence of the nucleus projection in *T. cicar* (Figures 2 f,h). The corporal structures ratios defined in this study were additional characters that can be used to differentiate these two species, beyond the taxonomical differences mentioned by van Soest (1973) and Esnal & Daponte (1999).

This study extends the latitudinal distribution of *T. cicar* to the west and central Equatorial Atlantic Ocean, suggesting that the lack of records in the past in this area was due to difficulties in taxonomic identification, a non-uniform distribution (in patches) and/or by limited researches in these regions.

Acknowledgements

We are grateful to doctors Graciela Esnal and Maria Cristina Dapote, of the Evolution and Ecology Department of Buenos Aires's University (Argentina) by the confirmation of species. To Dr. C. H. Fernando, Department of Biology, University of Waterloo (Canada) for editing the text and the English language. To Sérgio Almeida for

the photos. To Mônica Costa and Leandro Cabanez Ferreira for the manuscript suggestions.

References

ACUÑA, J.L. 1999. In situ ingestion rates of appendicularian tunicates in the Northeast Water Polynya (NE Greenland). Mar. Ecol. Prog. Ser. 186:149-160.

AMARAL, W.J.A., MONTÚ, M.A. & GLOEDEN, I.M. 1997. Salpidae (Thaliacea) da plataforma continental do extremo sul do Brasil: Composição, distribuição e abundância (Verão de 1990). Rev. Atlântica (19):31-50.

BOLTOVSKOY, D., GIBBONS, M.J., HUTCHINGS, L. & BINET, D. 1999. General biological features of the South Atlantic. In South Atlanctic Zooplankton (D. BOLTOVSKOY, ed.). Brackuys Publishers, Leiden, p. 1-42.

BONE, Q. 1997. Biology of Pelagic Tunicates. Oxford University Press, New York.

BONECKER, S.L.C. & QUINTAS, M.C.C. 2006. Salpidae. In Atlas de zooplâncton da região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira (S.L.C. BONECKER, ed.). Museu Nacional, Rio de Janeiro, p. 203-213.

BORGELT, J.P. 1968. The subspecific differentiation of the salp *Thalia democratica* (Forskål, 1775) based on numerical taxonomical studies. Trans. Roy. Soc. S. Africa 38(1):45-64.

CASARETO, B. & NEMOTO, E.T. 1986. Salps of the Southern Ocean (Australian sector) during the 1983-84 summer, with special reference to the species *Salpa thompsoni*, Foxton 1961. Mem. Nat. Inst. Polar Res. 7(40):21-239.

DAPONTE, M.C., CASTRO, R.J. & ESNAL, G.B. 1996. An evaluation of the systematics of the genus Thalia (Thaliacea, Salpidae) based on new material from the EASTROPAC and MORRO expeditions. Contrib. Zool. 66(3):185-191.

DEIBEL, D. 1982. Laboratory-measured grazing and ingestion rates of the salp *Thalia democratica* Forskål, and the doliolid, *Dolioleta gegenbauri* Uljanin (Tunicata, Thaliacea). J. Plank. Res. 4(2):189-201.

ESNAL, G.B. 1979. Los Salpidos (Tunicata:Thaliacea) del Golfo de Mexico y Mar Caribe. Physis, Sección A, 38(94):59-66.

ESNAL, G.B. & DAPONTE, M.C. 1999. Salpida. In South Atlanctic Zooplankton (D. BOLTOVSKOY, ed.). Brackuys Publishers, Leiden, p. 1423-1444.

FOURNIER, R.O. 1978. Biological aspects of the Nova Scotian shelfbreak fronts. In Oceanic fronts in coastal processes (M.J. BOWMAN & W.E. ESAIAS, eds.). Springerg-Verlag, New York, p.69-77.

HARBISON, G.R. & GILMER, R.W. 1976. The feeding rates of the pelagic tunicate *Pegea confoederata* and two others salps. Limnol. Oceanol. 4(21):517-529.

HARBISON, G.R., MCALISTER, V.L. & GILMER, R.W. 1986. The response of the salp *Pegea confoederata* to high levels of particulate material: starvation in the midst of plenty. Limnol. Oceanol. 31(2):371-382.

HUNTLEY, M.E, SYKES, P.F. & MARIN, V. 1989. Biometry and trophodynamics of *Salpa thompsoni* Foxton (Tunicata:Thaliacea) near the Antartic peninsula in Austral summer, 1983-1984. Polar Biol. 10(1):59-70.

KREMER, P. & MADIN, P. 1992. Particle retention efficiency of salps. J. Plank. Res. 14(7):1009-1015.

LONGHURST, A.R. & PAULY, D. 1987. Ecology of Tropical Oceans. Academic Pres Ins., San Diego.

MADIN, L.P. 1974. Field observations on the feeding behaviour of salps (Tunicata, Thaliacea). Mar. Biol. 25(2):142-147.

MADIN, L.P. 1995. Sensory ecology of salps (Tunicata, Thaliacea): more questions than answers. Mar. and Freshwater Beh. and Physiol. 26(2-4):175-195.

MADIN, L.P., KREMER, P. & HACKER, S. 1996. Distribution and vertical migration of salps (Tunicata, Thaliacea) near Bermuda. J. Plank. Res. 18(5):747-755.

MANN, K.H. & LAZIER, J.R.N. 1991. Dynamics of Marine Ecosystems. Biological-physical interactions in the Oceans. Blakwell Scientic Publishers, Oxford.

MEDEIROS, C., MACÊDO, S.J., FEITOSA, F.A.N. & KOENING, M.L. 1999. Hydrography and phytoplankton biomass and abundance of North-East Brazilian waters. Arch. Fish. Mar. Res. 47(2-3):133-151.

MILLER, R.L. & COSSON, J. 1997. Timing of sperm shedding and release of aggregates in the salp *Thalia democratica* (Urochordatha: Thaliacea). Mar. Biol. 129(4):607-614.

NEUMANN-LEITÃO, S., GUSMÃO, L.M.O., ALMEIDA E SILVA, T., NASCIMENTO-VIEIRA, D.A.N. & SILVA, A.A.P. 1999. Mesozooplankton biomass and diversity in coastal and oceanic waters off North-Eastern Brazil. Arch. Fish. Mar. Res. 47(2-3):153-165.

NIVAL, P. & NIVAL, S. 1976. Particle retation efficiencies of an herbivorous copepod, *Acartia clausi* (adult and copepodit stages): effects on grazing. Limnol. Oceanol. 21(1):24-38.

PINGREE, R.D. & MARDELL, G.T. 1981. Slope turbulence, internal waves and phytoplankton growth in the Celtic Sea shelf-break. Phil. Trans. Roy. Soc. Lond., Londres, A (302):663-682.

RAYMONT, J.E.G. 1983. Plankton and productivity in the oceans. Zooplankton, 2. Pergamon Press, Oxford.

ROFF, J.C., TURNER, J.T., WEBBER, M.K. & HOPCROFT, R.R. 1995. Bacterivory by tropical copepod nauplii: extent and possible significance. Aquat. Microb. Ecol. 9(2):165-175.

TRAVASSOS, P., HAZIN, F.H.V., ZAGAGLIA, J.R., ADVINCULA, R. & SCHOBER, J. 1999. Termohaline structure around seamonts and islands off north-eastern Brazil. Arch. Fish. Mar. Res. 47(2-3):211-222.

TURNER, J.T. 2004. The importance of small planktonic copepods and their roles in pelagic marine food webs. Zool. Stud. 43(2):255-266.

TURNER J.T. & P.A. TESTER. 1992. Zooplankton feeding ecology: bacterivory by metazoan microzooplankton. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 160(2):149-167.

VAN SOEST, R.W.M. 1975. Zoogeography and speciation in the Salpidae (Tunicata, Thaliacea). Beaufortia 23(307):181-215.

VAN SOEST, R.W.M. 1973. The genus *Thalia* Blumenbach, 1798 (Tunicata, Thaliacea), with descriptions of two new species. Beaufortia, 20(271):193-212.

Data Received 11/11/07
Revised 04/06/08
Accepted 04/08/08

História natural de *Leptodactylus mystacinus* e *Leptodactylus fuscus* (Anura: Leptodactylidae) no Cerrado do Brasil Central

Crizanto Brito De-Carvalho[1], Evellyn Borges de Freitas[1], Renato Gomes Faria[1,5],

Renato de Carvalho Batista[2], Cássio de Carvalho Batista[2],

Welington Araújo Coelho[3] & Adriana Bocchiglieri[4]

[1]Departamento de Biologia, Universidade Federal de Sergipe – UFS,
Cidade Universitária Prof. Aloísio de Campos, Jardim Rosa Elze, CEP 49100-000,
São Cristóvão, SE, Brasil, e-mail: crizantobrito@gmail.com, evellynbf@yahoo.com.br, www.ufs.br
[2]Faculdades Integradas da Terra de Brasília – FTB,
Av. Recanto das Emas, Quadra 203, Lote 31, s/n, CEP 72610-300, Brasília, DF, Brasil,
e-mail: renatobio18@yahoo.com.br, carvalhocb@yahoo.com.br, www.ftb.edu.br
[3]Campus I, Universidade Católica de Brasília – UCB,
Estrada Parque ConTorno – EPCT, Q.S. 07, Lote 01, Águas Claras,
CEP 71966-700, Brasília, DF, Brasil, e-mail: wtoncoelho@gmail.com, www.ucb.br
[4]Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília – UnB, Campus Darcy Ribeiro, Asa Norte,
CEP 70919-970, Brasília, DF, Brasil, adriblue@unb.br, www.unb.br
[5]Autor para correspondência: Renato Gomes Faria, e-mail: renatogfaria@ufs.br

DE-CARVALHO, C.B., FREITAS, E. B., FARIA, R.G., BATISTA, R.C., BATISTA, C.C., COELHO, W.A. & BOCCHIGLIERI, A. 2008. **Natural history of *Leptodactylus mystacinus* and *Leptodactylus fuscus* (Anura: Leptodactylidae) in the Cerrado of Central Brazil**. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?article+bn01308032008.

Abstract: Aspects of the ecology of *Leptodactylus mystacinus* and *Leptodactylus fuscus* were investigated in an area of the Cerrado of Central Brazil. The study included use of microhabitat, activity patterns, diet and, morphometry. Observations were conducted between April, 2006, and February, 2007. The species are sexually dimorphic – females larger than males – and body size in *L. mystacinus* is larger than that of *L. fuscus*. Both species preferred the ground surface (microhabitat) of wetland habitats with herbaceous vegetation close to lentic water bodies. *Leptodactylus mystacinus* was observed most often in October and November (8:00-8:59 PM and 11:00-11:59 PM), and *L. fuscus* in November and October between 7:00 PM and 8:59 PM. The diet of both populations was based on Arthropoda, primarily Coleoptera, which was the most important order (IVI). Differences in the volumetric proportions of the categories of then preys used, and in the periods when they were most observed, are probably the factors that contribute the most to the coexistence of both species in the area. Intersexual differences in the diet were observed in both species. These differences were probably associated with the differential allocation of resources to the production of gametes or occasional differences in the use of space by the two sexes.
Keywords: *ecology, diet, Leptodactylus.*

DE-CARVALHO, C.B., FREITAS, E.B., FARIA, R.G., BATISTA, R.C., BATISTA, C.C., COELHO, W.A. & BOCCHIGLIERI, A. 2008. **História natural de *Leptodactylus mystacinus* e *Leptodactylus fuscus* (Anura: Leptodactylidae) no Cerrado do Brasil Central.** Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?article+bn01308032008.

Resumo: Aspectos da ecologia de *Leptodactylus mystacinus* e *Leptodactylus fuscus* foram investigados em uma área de Cerrado do Brasil Central. O estudo incluiu o uso do microhábitat, padrões de atividade, dieta e morfometria. As observações foram conduzidas entre abril de 2006 a fevereiro de 2007. As espécies são sexualmente dimórficas – fêmeas maiores que os machos – e o tamanho do corpo em *L. mystacinus* é maior do que o de *L. fuscus*. Ambas as espécies preferiram a superfície do solo (microhábitat) de hábitats brejosos com vegetação herbácea próximos a corpos lênticos de água. *Leptodactylus mystacinus* foi mais observado em Outubro e Novembro (20:00-20:59 e 23:00-23:59 horas) e *L. fuscus* em Novembro e Outubro das 19:00 às 20:59 horas. A dieta destas populações foi baseada em Arthropoda, primariamente Coleoptera, a qual foi a mais importante ordem (IVI). Diferenças nas proporções volumétricas das categorias de presas utilizadas, e nos períodos em que são mais observadas, provavelmente sejam os fatores que mais contribuem para a coexistência das duas espécies na área. Diferenças intersexuais na dieta foram observadas para estas espécies. Estas diferenças estão provavelmente associadas à alocação diferencial de recursos para a produção de gametas ou diferenças ocasionais no uso do espaço pelos dois sexos.
Palavras-chave: *ecologia, dieta, Leptodactylus.*

Introdução

O estudo de uma comunidade completa é relativamente difícil e demanda uma quantidade grande de especialistas. Devido a essas dificuldades, a maior parte dos estudos envolve agrupamentos menores como taxocenoses ou mesmo pares, trios ou outras formações de espécies, em geral, filogeneticamente próximas (e.g. Eterovick & Sazima 2000, Bertoluci & Rodrigues 2002a, Santos et al. 2004, Brasileiro et al. 2005, Haddad & Prado 2005, Menin et al. 2005). Diferenças na morfologia, nas estratégias de forrageamento e na utilização do hábitat por espécies simpátricas podem reduzir os efeitos negativos que uma espécie teria sobre a outra, facilitando assim a sua coexistência (Pianka 1973, Schoener 1977).

A partilha do espaço nos anfíbios, por exemplo, inclui a exploração de uma grande diversidade de microambientes, como sítios reprodutivos (oviposição e desenvolvimento larval) ou de forrageamento, os quais podem ser utilizados de modos distintos por várias espécies (Duellman & Trueb 1994, Stebbins & Cohen 1997, Bertoluci & Rodrigues 2002a). Muitos anuros são insetívoros e considerados forrageadores oportunistas, sendo suas dietas um reflexo da disponibilidade de presas no ambiente (Eterovick & Sazima 2004). Táticas de forrageamento podem variar entre os anuros, indo desde forrageadores que caçam por espreita até aqueles que buscam ativamente por presas (Duellman & Trueb 1994). Esses comportamentos, associados à ocupação diferencial do ambiente, acabam influenciando nos tipos de presas ingeridas (Van Sluys & Rocha 1998).

A temporada reprodutiva em anuros está normalmente relacionada a fatores como pluviosidade, temperatura, umidade relativa e à disponibilidade de ambientes aquáticos temporários (Bernarde & Anjos 1999, Ávila & Ferreira 2004, Thomé & Brasileiro 2007). Com relação à duração dos eventos reprodutivos, os anuros podem ser classificados como de reprodução explosiva, aqueles cujos eventos reprodutivos ocorrem por apenas alguns dias; ou de reprodução prolongada, cuja duração excede o período anteriormente relatado (Wells 1977). Atualmente são reconhecidos 39 modos reprodutivos em anfíbios (Haddad & Prado 2005), definidos por um conjunto de características como o lugar onde são depositados os ovos, características da ninhada, duração do desenvolvimento, estágio e forma de alimentação dos girinos e presença ou não de cuidado parental (Duellman & Trueb 1994, Machado 2003, Eterovick & Sazima 2004, Haddad & Prado 2005, Santos & Amorim 2006).

A família Leptodactylidae é representada por quatro gêneros (*Hydrolaetare, Scythrophrys, Paratelmatobius* e *Leptodactylus*) e 95 espécies (Frost 2008). A maior parte dessas está contida no gênero *Leptodactylus* (85 espécies), sendo representados em geral por animais de pequeno e médio porte, insetívoros, terrestres ou semi-aquáticos, e de atividade noturna (Frost 2008). Esses animais vivem associados à serapilheira de florestas tropicais úmidas, ou próximos à água, com exceção de algumas espécies que habitam ambientes áridos e cujos modos reprodutivos são bastante variados (Duellman & Trueb 1994, Pough et al. 2004). Algumas espécies do gênero *Leptodactylus* (e.g. *Leptodactylus furnarius* e *L. jolyi*) constroem ninhos de espuma no interior de tocas subterrâneas, importantes para evitar a dessecação dos ovos e garantir a proteção das larvas em desenvolvimento contra predadores, particularmente em ambientes onde a distribuição das chuvas é irregular ao longo da estação reprodutiva (Heyer 1969).

Leptodactylus mystacinus (Burmeister 1861) é encontrado em hábitats mésicos subtropicais áridos das encostas dos Andes na Bolívia e Yungas, noroeste da Argentina, estendendo-se do leste através do Mato Grosso e Goiás até a Bahia, no Brasil. Esta espécie ocorre no Chaco e grande parte do domínio morfoclimático do Cerrado, principalmente em ambientes abertos (Heyer et al. 2003). Já *Leptodactylus fuscus* (Schneider, 1799) está distribuído na maior parte da América do Sul situada a leste dos Andes e Panamá (Heyer 1978).

Espécies com portes semelhantes podem coexistir quando exploram hábitats diferentes, apresentam períodos de atividades distintos e/ou divergem no tipo de presas utilizadas (Schoener 1794). *Leptodactylus mystacinus* e *L. fuscus* já foram observados em simpatria em outras localidades do Brasil como em Botucatu, SP por Rossa-Feres & Jim (1996), Rio Claro, SP por Toledo et al. (2003) e Zina et al. (2007) e em Itirapina e Brotas, SP por Oyamaguchi (2006). Semelhanças no uso de microhábitats (Ávila & Ferreira 2004, Borges & Juliano 2007) e período de atividade (meses do ano e parte dos horários de atividade) (Ávila & Ferreira 2004) já foram também registradas para essas duas espécies em situações de simpatria.

Baseado no tamanho semelhante e ampla distribuição geográfica de *L. mystacinus* e *L. fuscus*, bem como a utilização de recursos similares verificados em outras localidades, foram investigados os possíveis mecanismos que permitem a coexistência dessas duas espécies em uma área de Cerrado do Brasil Central. O presente trabalho teve por objetivo avaliar como *Leptodactylus mystacinus* e *Leptodactylus fuscus* da Fazenda Porta do Céu, Novo Gama – GO utilizam os recursos espaciais, tróficos e temporais.

Material e Métodos

As populações de *Leptodactylus mystacinus* e *Leptodactylus fuscus* foram estudadas em uma área de Cerrado pertencente à Fazenda Porta do Céu (16° 13' 50" S e 48° 04' 49" W), município do Novo Gama – GO, situado a 70 km de Brasília. Com uma área de 582,3 ha, a fazenda mantém fitofisionomias típicas do Cerrado como matas de galeria, cerrado sentido restrito e campos que estão em bom estado de conservação. O clima é sazonal com duas estações bem definidas, um inverno seco (abril a setembro) e um verão chuvoso (outubro a março) (Eiten 1972). A precipitação média anual fica entre 1.500 a 1.700 mm (Nimer 1989).

Os dados foram tomados por dois observadores, sendo adotadas duas noites consecutivas a cada semana entre os meses de abril de 2006 a fevereiro de 2007. Foram realizadas buscas ativas aos animais entre as 18:00 e 03:00 horas em duas áreas de brejo, três lagoas, um fragmento de mata de galeria e duas poças temporárias. Encontros ocasionais nas proximidades de edificações humanas foram também considerados. Na primeira noite de cada semana foram vistoriadas as áreas de brejo e lagoas e na segunda um transecto de aproximadamente quatro quilômetros passando por uma área aberta (campo limpo), mata de galeria e um cerrado denso. Na segunda noite as poças temporárias foram também vistoriadas.

No momento da captura foram tomadas informações referentes ao ambiente amostrado, horário, se o animal estava em atividade (vocalizando), substrato utilizado e estrato predominante da vegetação (herbáceo, arbóreo, arbustivo). Os animais coletados foram acondicionados separadamente em sacos plásticos, cada um contendo uma etiqueta de identificação. Dados ambientais, como temperatura (mínima, média e máxima), precipitação e umidade tomados na estação meteorológica mais próxima da área de estudo (Distrito Federal) foram cedidos pelo INPE (2007) e utilizados para avaliar se existe relação entre as variáveis ambientais e as freqüências relativas dos animais.

Depois de coletados, os *Leptodactylus* foram sacrificados com injeção de lidocaína 2%. A massa foi mensurada com o auxílio de um dinamômetro do tipo Pesola® (precisão de 0,5 g) e 21 medidas foram tomadas com um paquímetro digital Digimess® (precisão de 0,01 mm): CRC (comprimento rostro-cloacal); largura e altura do corpo; comprimento, largura e altura da cabeça; diâmetro do tímpano e do olho; distância inter-ocular, olho-narina e inter-nasal; compri-

mento e largura do braço, antebraço, coxa e perna e comprimento da mão e do pé. Todas as medidas de estruturas pares foram tomadas do lado direito do corpo do animal.

Depois de medidos, os animais foram devidamente etiquetados, fixados em formalina 10% e conservados em álcool 70%. A condição reprodutiva (CR) dos animais foi verificada analisando as gônadas (fêmeas) e o saco vocal (machos), sendo atribuídas para cada sexo duas classes: reprodutivo ou não reprodutivo. As fêmeas reprodutivas eram aquelas cujos ovidutos estavam bastante enovelados e os ovários bem desenvolvidos e os machos considerados reprodutivos eram aqueles que apresentavam saco vocal bastante evidente.

Em laboratório, os estômagos foram retirados e abertos e os seus conteúdos triados em lupa. Os itens encontrados foram identificados normalmente em nível de ordem e algumas vezes família. As presas foram contadas e aquelas encontradas inteiras medidas com paquímetro quanto ao maior comprimento e largura e seus volumes estimados através da fórmula do volume do elipsóide (ver Magnusson et al. 2003)

$$\text{Volume} = (\varpi.\text{comprimento.largura}^2)/6 \quad (1)$$

Para investigar possíveis diferenças na dieta foram calculadas as larguras de nicho alimentar (B) para as espécies (machos e fêmeas agrupados) e para cada sexo separadamente utilizando o índice de diversidade de Simpson (1949), onde B varia de um (uso exclusivo de uma categoria de presa) a n (uso homogêneo de todas as categorias). As sobreposições de nicho alimentar (ϕ) entre espécies e entre machos e fêmeas de cada espécie foram calculadas pelo índice de sobreposição simétrica (Pianka 1973). Valores próximos a zero indicam não haver similaridade nas dietas, ao passo que valores próximos a um indicam dietas similares.

As freqüências numéricas e volumétricas dos itens alimentares foram também comparadas através do teste de Kolmogorov-Smirnov. Um índice de valor de importância (IVI) foi calculado para verificar com quanto cada item alimentar participa na dieta dos *Leptodactylus*, através da seguinte equação (ver Gadsden & Palacios-Orona 1997):

$$\text{IVI} = \text{N\%} + \text{V\%}/2 \quad (2)$$

na qual N é o número e V o volume das presas utilizadas, todos em porcentagem.

Uma correlação canônica entre dois grupos de variáveis (comprimento máximo e largura máxima das presas versus comprimento, largura e altura da cabeça dos indivíduos analisados) foi realizada para investigar as relações entre as dimensões das presas e as medidas da cabeça dos anuros.

Todas as medidas morfométricas e as dimensões das presas obtidas dos estômagos dos animais coletados foram $\log_{10}$- transformados para aproximar a amostra de uma distribuição normal e reduzir os efeitos de escala. O tamanho do corpo (CRC) foi comparado entre as espécies e os sexos por uma análise de variância (ANOVA) para dois fatores (espécie e sexo). Quanto às demais variáveis, foram feitas regressões lineares simples entre o CRC e as mesmas, sendo salvo os resíduos, para que se reduzisse o efeito de tamanho (CRC) sobre essas variáveis. Realizou-se então uma análise de componentes principais (ACP) das variáveis morfológicas tamanho-ajustadas (resíduos anteriormente relatados) para examinar possíveis diferenças na morfologia entre as espécies. As massas foram comparadas por uma ANOVA para dois fatores (sexo e espécie) dos resíduos das regressões tamanho (CRC) versus $\log_{10}$-massa.

Diferenças interespecíficas na utilização do hábitat, horários de coleta e meses de encontro foram testadas usando Kolmogorov-Smirnov e as variações relacionadas ao tipo de ambiente, estrato predominante da vegetação e microhábitats (substratos) ocupados por cada espécie por qui-quadrado. Larguras de nicho e sobreposições em relação aos parâmetros espaciais e temporais foram calculadas usando as mesmas fórmulas relatadas para a dieta.

Para as análises estatísticas os dados foram armazenados em planilhas do Excel 2003 e as análises realizadas nos softwares Systat 11.0 e BioEstat 4.0, todos para Windows. O nível de significância adotado para os testes de hipótese foi de 5%. Todos os animais coletados foram depositados na coleção Herpetológica da UNB (CHUNB).

Resultados

Foram verificadas diferenças no tamanho (CRC) entre as espécies de *Leptodactylus* (ANOVA, $F_{1,50} = 85{,}353$; $P < 0{,}001$; N = 54; Tabela 1) e entre os sexos (ANOVA, $F_{1,50} = 10{,}681$; $P = 0{,}002$; N = 54; Tabela 1), porém o mesmo não foi observado para a interação espécie-sexo (ANOVA, $F_{1,50} = 0{,}608$; $P = 0{,}439$; N = 54; Tabela 1). Diferenças significativas nas massas ajustadas foram também encontradas entre as espécies (ANOVA, $F_{1,50} = 53{,}775$; $P < 0{,}001$; N = 54; Tabela 1) e os sexos (ANOVA, $F_{1,50} = 11{,}606$; $P = 0{,}01$; N = 54; Tabela 1), o mesmo não ocorrendo para a interação espécie-sexo (ANOVA, $F_{1,50} = 0{,}199$; $P = 0{,}657$; N = 54; Tabela 1). Apesar das diferenças verificadas em tamanho, as duas espécies possuem formas semelhantes evidenciadas pelos resultados da análise de componentes principais (ACP) dos dados morfológicos tamanho-ajustados (Figura 1, Tabela 2). Porém, os dois primeiros componentes acumularam menos de 35% da variância explicada pelo conjunto dos componentes da ACP.

Um resumo das variáveis climáticas (temperaturas média, mínima e máxima, precipitação e umidade) para o período de execução do trabalho e das freqüências relativas das espécies encontra-se na Figura 2. Não foram verificadas diferenças com relação à época em que as duas espécies são mais observadas ao longo do ano (Kolmogorov-Smirnov, $D_{max} = 0{,}090$, g.l. = 2; $P = 0{,}4449$; larguras de nicho *L. mystacinus* – $B_{mystacinus} = 3{,}13$ e *L. fuscus* – $B_{fuscus} = 2{,}39$; sobreposição $\phi_{jk} = 0{,}95$).

As duas espécies diferiram com relação aos horários de coleta (Kolmogorov-Smirnov, $D_{max} = 0{,}2500$, g.l. = 2; $P = 0{,}0019$; $B_{mystacinus} = 5{,}17$ e $B_{fuscus} = 4{,}25$; $\phi_{jk} = 0{,}82$). *Leptodactylus mystacinus* foi encontrado entre as 18:00 e 3:00 horas, com picos entre 20:00 e

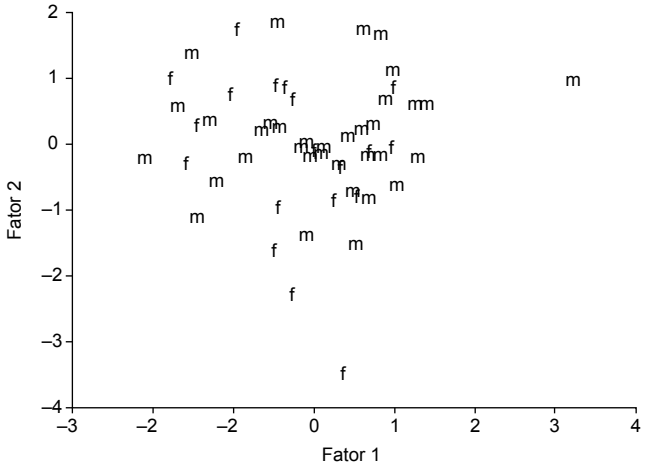


Figura 1. Escores dos fatores para componente principal I e componente principal II das variáveis morfológicas tamanho-ajustadas para *L. mystacinus* (m) e *L. fuscus* (f) do Novo Gama, Goiás, Brasil.

Figure 1. Factor scores for PC I and PC II of the size-adjusted morphological variables for *L. mystacinus* (m) and *L. fuscus* (f) from Porta do Céu farm, Novo Gama, Goiás, Brazil.

Tabela 1. Medidas morfométricas de machos e fêmeas de *L. mystacinus* e *L. fuscus* do Novo Gama, GO, Brasil.

Table 1. Morphometric measurements of male and female *L. mystacinus* and *L. fuscus* from Novo Gama, GO, Brazil.

Medidas morfométricas	*Leptodactylus mystacinus* (N = 35)				*Leptodactylus fuscus* (N = 19)			
	Machos (N = 17)		Fêmeas (N = 18)		Machos (N = 13)		Fêmeas (N = 6)	
	$\bar{x} \pm dp$	Min-Max	$\bar{x} \pm dp$	Min-Max	$\bar{x} \pm dp$	Min-Max	$\bar{x} \pm dp$	Min-Max
Massa	16,2 ± 2,6	10,0-22,8	19,7 ± 4,5	9,0-25,0	10,0 ± 1,2	8,5-13,0	12,8 ± 2,4	9,0-15,0
Comprimento Rostro-Cloacal	55,8 ± 2,2	50,5-58,4	60,8 ± 5,5	46,9-69,9	46,9 ± 2,7	42,6-51,0	49,3 ± 2,6	45,4-52,6
Largura do corpo	24,2 ± 3,9	10,7-27,6	30,0 ± 2,9	21,6-34,1	15,9 ± 3,3	11,3-21,7	18,0 ± 5,1	10,7-23,5
Altura do corpo	13,4 ± 2,0	10,9-18,4	14,8 ± 2,2	10,3-18,8	12,3 ± 0,9	10,9-13,7	11,8 ± 2,3	7,9-14,3
Comprimento da cabeça	21,2 ± 2,8	17,5-25,7	21,4 ± 2,1	17,9-25,3	17,3 ± 1,4	14,9-19,7	17,7 ± 1,5	15,1-19,2
Largura da cabeça	18,4 ± 1,8	14,4-21,8	19,6 ± 1,7	15,4-23,0	15,1 ± 1,3	12,9-17,3	14,9 ± 1,7	12,2-17,3
Altura da cabeça	9,6 ± 1,0	7,7-11,5	10,8 ± 0,9	8,7-12,2	7,3 ± 1,4	4,3-9,8	5,9 ± 1,8	2,9-8,1
Diâmetro do tímpano	4,3 ± 0,5	3,6-5,3	4,7 ± 0,7	2,7-6,4	3,4 ± 0,3	2,9-4,1	3,5 ± 0,4	3,1-4,3
Distância interocular	8,0 ± 1,1	4,4-9,3	8,6 ± 0,9	6,6-10,5	6,4 ± 0,5	5,4-7,3	6,6 ± 0,5	6,1-7,4
Distância olho-narina	5,1 ± 0,6	3,3-6,4	6,0 ± 0,6	4,2-7,2	4,3 ± 0,4	3,7-5,2	5,0 ± 0,1	4,7-5,1
Diâmetro do olho	5,3 ± 0,7	3,9-6,6	5,3 ± 0,8	2,9-6,8	4,3 ± 0,6	3,6-5,3	5,0 ± 0,4	4,5-5,5
Distância internasal	4,1 ± 0,5	3,0-5,5	4,4 ± 0,7	2,2-5,7	3,2 ± 0,6	2,3-4,2	3,2 ± 0,6	2,4-4,0
Comprimento do braço	9,5 ± 1,9	6,0-12,9	9,5 ± 2,0	5,5-12,0	6,2 ± 1,7	3,9-8,9	6,9 ± 2,2	4,7-9,0
Largura do braço	4,3 ± 0,6	3,4-5,9	4,3 ± 0,7	2,7-5,7	4,0 ± 0,5	3,3-4,8	3,5 ± 0,4	3,1-4,1
Comprimento do antebraço	9,8 ± 1,3	8,0-12,8	10,5± 1,5	6,4-13,2	7,3 ± 1,2	5,5-9,8	7,3 ± 0,6	6,6-8,0
Largura do antebraço	4,9 ± 0,8	2,7-6,3	4,9 ± 1,1	2,4-6,7	4,1 ± 0,7	2,9-5,3	3,9 ± 0,4	3,3-4,7
Comprimento da mão	12,1 ± 1,5	8,8-14,4	13,3 ± 2,4	9,3-20,2	9,3 ± 1,3	7,3-11,7	9,2 ± 1,4	7,2-11,3
Comprimento da coxa	20,0 ± 2,6	14,3-22,6	19,5 ± 3,1	13,9-25,0	18,5 ± 2,2	15,3-22,0	20,2 ± 2,5	16,5-22,7
Largura da coxa	11,0 ± 1,4	8,9-13,4	11,6 ± 1,4	9,0-13,6	8,7 ± 1,1	6,6-10,5	8,9 ± 1,4	7,2-10,5
Comprimento da perna	22,8 ± 4,1	19,2-36,4	24,9 ± 3,0	17,8-29,5	22,6 ± 3,0	19,1-29,3	24,1 ± 3,5	18,8-28,4
Largura da perna	9,2 ± 0,8	7,3-10,1	9,7 ± 1,3	6,8-11,6	7,5 ± 0,7	6,0-8,7	7,9 ± 1,2	6,0-9,3
Comprimento do pé	33,7 ± 3,5	25,3-36,9	37,2 ± 2,8	28,6-42,4	35,5 ± 1,7	32,7-38,4	38,2 ± 2,5	35,3-41,4

20:59 e 23:00 e 23:59 horas (Figura 3) e *L. fuscus* entre 18:00 e 00:59 horas e pico entre 19:00 e 20:59 horas, não sendo observado nenhum animal em amplexo (Figura 3). Dos 17 machos de *L. mystacinus* coletados, apenas quatro (23,52%) estavam vocalizando (três deles entre 19:30 e 22:30 e um as 02:50 horas) e dos 13 *L. fuscus*, sete vocalizavam (53,84%) (seis entre 18:30 e 20:40 e um as 23:50 horas). *Leptodactylus mystacinus* foi observado vocalizando em agosto (1 indivíduo), novembro (2) e dezembro (1); já *L. fuscus* em outubro (3) e novembro (4).

As duas espécies ocuparam hábitats semelhantes (Kolmogorov-Smirnov, D_{max} = 0,1188, g.l. = 1; P = 0,6367; $B_{mystacinus}$ = 1,35 e B_{fuscus} = 1,38; ϕ_{jk} = 0,99), sendo as áreas de brejo as mais utilizadas (Figura 4). Não foi verificada variação com relação ao tipo de ambiente (χ^2 = 3,046; g.l. = 1; P = 0,2446; $B_{mystacinus}$ = 1,06 e B_{fuscus} = 1,00) e estrato predominante da vegetação (χ^2 = 3,046; g.l. = 1; P = 0,081; $B_{mystacinus}$ = 1,06 e B_{fuscus} = 1,00; ϕ_{jk} = 1,00), com as espécies tendo preferência por locais abertos (*L. mystacinus* – 97% e *L. fuscus* 100% das observações) e com predomínio de herbáceas (*L. mystacinus* – 97% e *L. fuscus* 100% das observações). Uma alta sobreposição no uso dos substratos (ϕ_{jk} = 1,00; χ^2 = 1,724; g.l. = 1; P = 0,4895; $B_{mystacinus}$ = 1,19 e B_{fuscus} = 1,00) foi verificada, com a superfície do solo sendo a principal categoria utilizada pelas duas espécies (*L. mystacinus* 91% e *L. fuscus* 100%), sendo que *L. mystacinus* foi observado também sobre a serapilheira (9%).

Foram analisados 35 estômagos de *L. mystacinus* (17 machos e 18 fêmeas) e 19 de *L. fuscus* (13 machos e 6 fêmeas). *Leptodactylus mystacinus* consumiu 38 itens distribuídos em nove categorias de presas e *L. fuscus* 51 itens divididos em oito categorias (Tabela 3). Os itens mais freqüentes para *L. mystacinus* foram material vegetal (34%), Isoptera e larvas de insetos (11% cada) e para *L. fuscus* Coleoptera e Isoptera (ambos 19%) e larvas de insetos (16%) (Tabela 3). Não foram verificadas diferenças com relação às proporções numéricas em que os itens alimentares foram utilizados pelas duas espécies (Kolmogorov-Smirnov, D_{max} = 0,1485; g.l = 2; p = 0,1078; ϕ_{jk} = 0,87; Tabela 3). *Leptodactylus mystacinus* consumiu principalmente Hymenoptera (26%) e larvas de insetos (16%) e *L. fuscus* Isoptera (29%) e Hymenoptera (24%; Tabela 4). Já as proporções volumétricas diferiram entre *L. mystacinus* e *L. fuscus* (Kolmogorov-Smirnov, D_{max} = 0,1931; g.l. = 2; p = 0,0223; ϕ_{jk} = 0,87;), com a primeira espécie ingerindo principalmente Coleoptera (41%) e larvas de insetos (29%) e a segunda Coleoptera (47%), larva de insetos (19%) e Isoptera (17%) (Tabela 3). Os itens mais importantes (IVI) para ambas as espécies foram Coleoptera (*L. mystacinus* 27,00 e *L. fuscus* 33,50, seguidos por larva de lepidoptera para *L. mystacinus* (22,50) e Isoptera para *L. fuscus* (23,00) (Tabela 3).

Com relação a *L. mystacinus*, os machos predaram sete categorias de presas e as fêmeas nove (Tabela 4). As categorias mais freqüentes para machos foram material vegetal (48,0%) e Diptera (14,0%) e para as fêmeas, material vegetal (24%), Isoptera e Orthoptera (14% cada um) (Tabela 4). Foram verificadas diferenças com relação às proporções numéricas em que os itens alimentares foram utiliza-

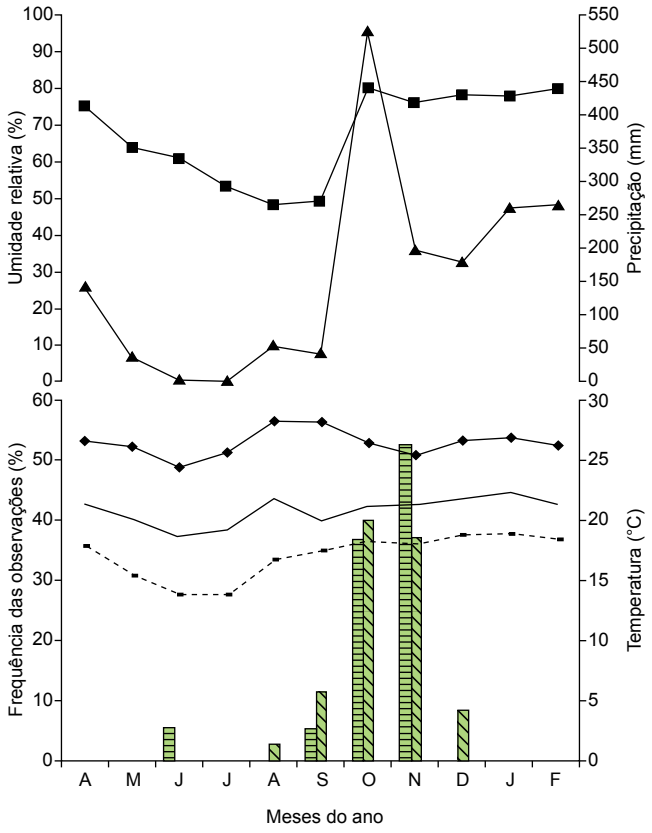


Figura 2. Valores mensais das variáveis climáticas, tomadas na estação meteorológica mais próxima (Brasília) do sítio de estudo no Novo Gama, entre abril 2006 a fevereiro de 2007: precipitação (-▲-); umidade relativa do ar (-■-); temperaturas mínima (-▪-), média (—) e máxima (-♦-). Barras com linhas horizontais representam as freqüências relativas mensais de *L. fuscus* e as barras com linhas diagonais de *L. mystacinus*.

Figure 2. Monthly values for climatic variables, obtained from the nearest meteorological station (Brasília) to the study site in Novo Gama between April, 2006, and February, 2007: precipitation (-▲-); relative humidity (-■-);minimum (-▪-), mean (—) and maximum (-♦-) temperatures. Bars with horizontal stripes represent the relative monthly frequencies of *L. fuscus* and bars with diagonal stripes those of *L. mystacinus*.

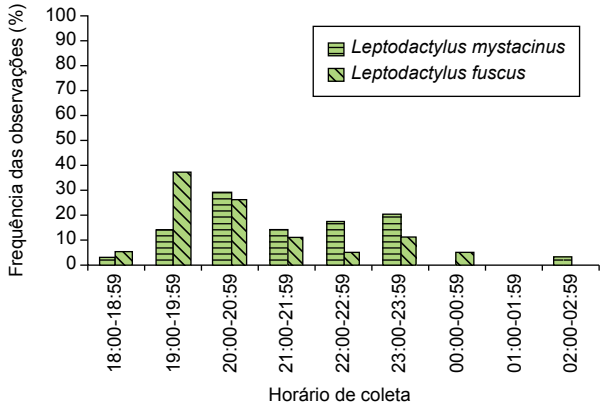


Figura 3. Freqüência relativa dos horários de atividade de *L. mystacinus* e *L. fuscus*, do Novo Gama.

Figure 3. Relative frequency of activity period in *L. mystacinus* and *L. fuscus* from Novo Gama.

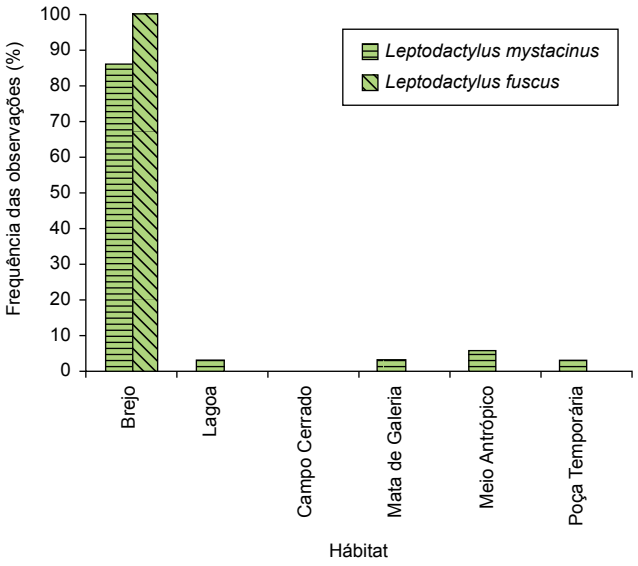


Figura 4. Freqüência relativa de uso de diferentes hábitats por *L. mystacinus* e *L. fuscus* do Novo Gama.

Figure 4. Relative frequency of the different habitats used by *L. mystacinus* and *L. fuscus* from Novo Gama.

dos por cada um dos sexos (Kolmogorov-Smirnov, D_{max} = 0,3898, g.l. = 2; P < 0,0001; ϕ_{jk} = 0,47; Tabela 4). Os machos predaram principalmente Coleoptera, Diptera e larvas de insetos (25% cada) e as fêmeas Hymenoptera (35%) e Isoptera (19%) (Tabela 4). As proporções volumétricas foram também distintas entre machos e fêmeas (Kolmogorov-Smirnov, D_{max} = 0,4431, g.l. = 2; P < 0,0001; ϕ_{jk} = 0,51). Machos ingerem principalmente larvas de insetos (41%) e Diptera (34%) e as fêmeas Coleoptera (56%) e larvas de inseto (23%) (Tabela 4). Os itens mais importantes (IVI) para machos foram larvas de insetos (33,0) e Diptera (29,5%) e para as fêmeas Coleoptera (32,0) e Hymenoptera (24,5%) (Tabela 4).

Para *Leptodactylus fuscus*, os machos predaram nove categorias de presas e as fêmeas seis (Tabela 4). Os itens mais freqüentes para machos foram Coleoptera, larvas de insetos (20% cada) e Isoptera (15%), já para as fêmeas Isoptera (27%), Coleoptera, Hymenoptera e Orthoptera (cada um com 18%) (Tabela 4). Foram verificadas diferenças com relação às proporções numéricas em que os itens alimentares foram utilizados pelos sexos (Kolmogorov-Smirnov, D_{max} = 0,3898, g.l. = 2; P < 0,0001; ϕ_{jk} = 0,75) (Tabela 4). Os machos predaram principalmente larvas de insetos (25%), Coleoptera e Hymenoptera (ambos 20%) e as fêmeas Isoptera (39%) e Hymenoptera (26%) (Tabela 4). As proporções volumétricas também diferiram entre machos e fêmeas (Kolmogorov-Smirnov, D_{max} = 0,4431, g.l. = 2; P < 0,0001; ϕ_{jk} = 0,14). Machos ingerem principalmente larvas de insetos (78%) e Coleoptera (8%) e as fêmeas Coleoptera (58%) e Isoptera (20%) (Tabela 4). Os itens mais importantes (IVI) para os machos foram larvas de insetos (51,5%) e para as fêmeas Coleoptera (38,5%) e Isoptera (29,5%) (Tabela 4). Não foram verificadas relações entre as dimensões das presas e as medidas da cabeça de *L. mystacinus* e *L. fuscus* (Tabela 5).

Dos 35 indivíduos coletados de *Leptodactylus mystacinus* (17 machos e 18 fêmeas), nove (6 fêmeas e 3 machos) estavam reprodutivos. O comprimento rostro-cloacal (CRC) de *Leptodactylus mystacinus* variou de 50,8 a 58,4 mm para machos, com o menor indivíduo reprodutivo com 56,53 mm e para as fêmeas de 46,9 a 70,0 mm, com a menor fêmea reprodutiva com 69,99 mm. Dos

Tabela 2. Escores dos cinco primeiros componentes principais das variáveis morfométricas tamanho-ajustadas de *L. mystacinus* e *L. fuscus* do Novo Gama.
Table 2. First five principal components scores of the size-adjusted morphological variables for *L. mystacinus* and *L. fuscus* from Novo Gama, GO, Brazil.

Variáveis	Componentes principais				
	1	2	3	4	5
Largura do corpo	0,246	0,570	0,147	–0,108	–0,312
Altura do corpo	0,343	0,316	–0,166	–0,581	–0,351
Comprimento da cabeça	0,178	0,541	–0,160	–0,347	0,042
Largura da cabeça	0,604	0,615	0,166	–0,085	–0,077
Altura da cabeça	0,131	0,312	–0,716	–0,126	–0,234
Diâmetro do tímpano	0,596	0,264	–0,401	0,291	–0,206
Distância interocular	0,311	0,044	0,020	–0,212	0,510
Distância olho-narina	0,296	–0,364	0,306	–0,161	–0,315
Diâmetro do olho	0,295	–0,039	–0,491	0,631	–0,051
Distância internasal	0,770	–0,267	–0,138	0,072	0,148
Comprimento do braço	0,562	–0,432	–0,313	0,028	0,379
Largura do braço	0,321	0,400	0,335	0,519	0,170
Comprimento do antebraço	0,684	–0,205	0,380	–0,264	0,168
Largura do antebraço	–0,165	0,482	–0,078	0,640	0,188
Comprimento da mão	0,450	–0,076	–0,146	–0,355	0,211
Comprimento da coxa	0,547	–0,453	–0,236	0,072	–0,004
Largura da coxa	0,002	0,520	0,497	–0,084	0,340
Comprimento da perna	0,315	–0,328	0,628	0,200	–0,236
Largura da perna	0,484	0,419	0,204	0,173	0,187
Comprimento do pé	0,393	–0,221	0,328	0,334	–0,477
Variância explicada pelos componentes	3,716	2,903	2,357	2,121	1,395
Porcentagem de variância explicada	18,573	14,516	11,787	10,605	6,976

19 *Leptodactylus fuscus* (13 machos e 6 fêmeas) coletados, apenas sete machos estavam reprodutivos. O comprimento rostro-cloacal (CRC) de *Leptodactylus fuscus* variou de 42,7 a 51,0 mm para machos, com o menor individuo reprodutivo tendo 49,2 mm e para as fêmeas de 45,5 a 52,6 mm.

Discussão

Fatores climáticos como temperatura e umidade são importantes na vida dos anfíbios e podem limitar sua distribuição geográfica (Owen 1989). Este fator, aliado às características fisiológicas e ecológicas, restringem a distribuição desses animais a locais mais úmidos, necessários à manutenção de sua homeostase e reprodução, refletindo-se assim nos microhabitats selecionados pela espécie (Pough et al.1977). *Leptodactylus mystacinus* e *L. fuscus* não diferiram com relação ao período do ano em que foram mais observados. Ambas as espécies foram verificadas nos meses de grande precipitação e com umidade relativa do ar mais elevada e temperatura relativamente alta. Provavelmente esse resultado esteja relacionado a uma grande dependência da água durante os eventos reprodutivos como observado para indivíduos das mesmas espécies, em estudo realizado por Toledo et al. (2003), no Município de Rio Claro.

Embora as duas espécies ocorram no mesmo período do ano, elas diferem com relação aos horários em que são mais observadas (vocalizando ou não). *Leptodactylus fuscus* em atividade de vocalização foi mais freqüente entre as 19:00 e 21:00 horas, semelhante ao observado por Martins (1988), para a região de Boa Vista, Roraima e *L. mystacinus* entre 19:30 e 22:30 horas. Diferenças nos horários de maior atividade podem beneficiar as duas espécies de modo que possam utilizar recursos semelhantes, porém em horários mais ou menos distintos reduzindo assim os efeitos negativos que uma espécie teria sobre a outra (Cardoso & Martins 1987, Ávila & Fereira 2004, Pombal 1997).

Mesmo sendo diferentes os horários utilizados para os eventos reprodutivos, pelo menos o início da noite foi coincidente entre os dois *Leptodactylus* estudados. Em espécies que se acasalam na primeira metade da noite, as fêmeas podem ser beneficiadas, pois teriam mais tempo para desovar, minimizando as chances que predadores visualmente orientados teriam de encontrar o casal em amplexo próximo ao nascer do dia, como já sugerido por Pombal (1997) para *Physalaemus cuvieri*. Provavelmente este fato possa ser estendido às espécies aqui estudadas. Temperaturas mais favoráveis às atividades de vocalização nesse período, podem contribuir também para esse comportamento, assim a segunda metade da noite seria utilizada no forrageamento (Vasconcelos et al. 2003).

Padrões de distribuição espacial diferenciados em anuros podem facilitar a coexistência de várias populações em uma mesma área (Silvano et al. 2003). A ocupação de diferentes microhábitats pode ter evoluído de modo a minimizar as influências de interações como a predação e a competição por recursos e parceiros sexuais entre as espécies integrantes de uma comunidade (Bertoluci & Rodrigues 2002a, Silvano et al. 2003). As duas espécies de anuros estudadas foram observadas principalmente em áreas abertas e brejosas com predomínio de herbáceas. Ambientes abertos como os encontrados nesse estudo podem constituir um fator limitante na diferenciação dos sítios de vocalização em decorrência da baixa complexidade estrutural desse habitat (Rossa-Feres & Jim 2001). Feio & Caramaschi

http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?article+bn01308032008

http://www.biotaneotropica.org.br

Tabela 3. Dieta de *Leptodactylus. mystacinus* e *L. fuscus* do Novo Gama, GO, Brasil.

Table 3. Diet of *Leptodactylus mystacinus* and *L. fuscus* from Novo Gama, GO, Brazil.

Categoria de presas	***Leptodactylus fuscus* (N = 19)**															***Leptodactylus mystacinus* (N = 35)**													
	Fêmeas (N = 6)							**Machos (N = 13)**								**Fêmeas (N = 18)**								**Machos (N = 17)**						
	N	**N%**	**F**	**F%**	**V(mm³)**	**V%**	**IVI**	**N**	**N%**	**F**	**F%**	**V(mm³)**	**V%**	**IVI**		**N**	**N%**	**F**	**F%**	**V(mm³)**	**V%**	**IVI**		**N**	**N%**	**F**	**F%**	**V(mm³)**	**V%**	**IVI**	
Anellida	2	6	1	9	392,52	19	12.50	-	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	
Aranae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		1	4	1	5	9,35	1	2.50		-	-	-	-	-	-	-	
Blatariae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		2	8	2	10	-	-	4.00		1	8	1	5	-	-	4.00	
Coleoptera	6	19	2	18	1186,08	58	38.50	4	20	4	20	43,27	8	14.00		2	8	2	10	614,44	56	32.00		3	25	2	10	70,74	12	18.50	
Crustacea	-	-	-	-	-	-	-	1	5	1	5	-	-	2.50		-	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	
Dermaptera	-	-	-	-	-	-	-	1	5	1	5	26,92	5	5.00		1	4	1	5	10,36	1	2.50		-	-	-	-	-	-	-	
Diptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-		3	25	3	14	194,77	34	29.50	
Hymenoptera	8	26	2	18	2,17		13.00	4	20	2	10	31,91	6	13.00		9	35	2	10	148,28	14	24.50		1	8	1	5	71,28	12	10.00	
Isoptera	12	39	3	27	413,89	20	29.50	3	15	3	15	19,66	3	9.00		5	19	3	14	65,88	6	12.50		-	-	-	-	-	-	-	
Larva de Insetos	1	3	1	9	57,68	3	3.00	5	25	4	20	443,89	78	51.50		3	12	2	10	249,86	23	17.50		3	25	3	14	235,16	41	33.00	
Ortoptera	2	6	2	18	-	-	3.00	2	10	2	10	-	-	5.00		3	12	3	14	-	-	6.00		1	8	1	5	-	-	4.00	
Material Vegetal	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	15	-	-	-		-	-	5	24	-	-	-		-	-	10	48	-	-	-	
Digestão Avançada	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		-	-	2	-	-	-	-		-	-	4	-	-	-	-	
Estômagos vazios	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-		-	-	2	-	-	-	-		-	-	2	-	-	-	-	
Total	31	100	11	100	2052,34	100	100	20	100	20	100	565,65	100	100		26	100	21	100	1098,2	-	100		12	100	21	100	571,94	100	100	
B	-	3,80	-	-	-	2,43	-	-	5,56	-	-	-	1,59	-		-	5,04	-	-	-	2.59	-			4,97	-	-	-	3,17	-	

Tabela 4. Dieta de machos e fêmeas de *L. mystacinus* e *L. fuscus* do Novo Gama, GO, Brasil.
Table 4. Diet of male and female *L. mystacinus* and *L. fuscus* from Novo Gama, GO, Brazil.

Categoria de Presas	*Leptodactylus mystacinus* (N = 35)							*Leptodactylus fuscus* (N = 19)						
	N	N%	F	F%	V(mm³)	V%	IVI	N	N%	F	F%	V(mm³)	V%	IVI
Annelida	-	-	-	-	-	-	-	2	4	1	3	392.52	15	9.50
Aranae	1	3	1	2	9.35	1	2.00	-	-	-	-	-	-	-
Blattariae	3	8	3	7	-	-	4.00	-	-	-	-	-	-	-
Coleoptera	5	13	4	9	685.18	41	27.00	10	20	6	19	1229.35	47	33.50
Crustacea	-	-	-	-	-	-	-	1	2	1	3	-	-	1.00
Dermaptera	1	3	1	2	10.36	1	2.00	1	2	1	3	26.92	1	1.50
Diptera	3	8	3	7	194.77	12	10.00	-	-	-	-	-	-	-
Hymenoptera	10	26	3	7	219.56	13	19.50	12	24	4	13	34.08	1	12.50
Isoptera	5	13	5	11	65.88	4	8.50	15	29	6	19	433.55	17	23.00
Larva de Inseto	6	16	5	11	485.01	29	22.50	6	12	5	16	501.58	19	15.50
Orthoptera	4	11	4	9	-	-	5.50	4	8	4	13	-	-	4.00
Material Vegetal	-	-	15	34	-	-	-	-	-	3	10	-	-	-
Digestão Avançada	-	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Estômagos Vazios	-	-	4	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-
Total	38	100	44	100	1670.11	100	100	51	100	31	100	2617.99	100	100
B	-	6.50	-	-	-	3.51	-	-	4.94	-	-	-	3.25	-

Tabela 5. Correlação canônica entre as dimensões das presas e da cabeça de *L. mystacinus* e *L. fuscus* do Novo Gama, GO.
Table 5. Canonical correlation between prey and head dimensions of *L. mystacinus* and *L. fuscus* from Novo Gama, GO.

Medidas da cabeça	*Leptodactylus mystacinus*				*Leptodactylus fuscus*			
	Coeficientes canônicos				Coeficientes canônicos			
	1ª variável canônica		2ª variável canônica		1ª variável canônica		2ª variável canônica	
Comprimento	–0,41		0,22		0,19		–0,01	
Largura	–0,11		0,88		–0,16		–0,97	
Altura	–0,72		0,74		–0,99		–0,05	
Medidas das presas								
Maior comprimento	–0,03		0,99		0,27		0,96	
Maior largura	0,75		0,66		0,95		–0,31	
Variáveis canônicas	**Correlação canônica**	χ^2	**P**		**Correlação canônica**	χ^2	**P**	
I	0,44	2,63	0,85		0,91	11,80	0,06	
II	0,26	0,66	0,72		0,43	1,25	0,53	

(2002), estudando a herpetofauna do nordeste do Estado de Minas Gerais observaram que *L. mystacinus* e *L. fuscus* estavam presentes em brejos, áreas alteradas e/ou abertas. Padrão semelhante foi também verificado para essas espécies em outras localidades do país (e.g. Bernarde & Kokubun 1999, Bertoluci & Rodrigues 2002b, Borges & Juliano 2007).

Leptodactylus mystacinus e *L. fuscus* foram observados próximos a corpos de água lênticos, provavelmente em razão da estabilidade deste tipo de ambiente ou das exigências e vulnerabilidade específica da fase larval. Girinos ficam menos vulneráveis nesses ambientes que dificilmente sofrem alterações como variações abruptas do nível da água e modificação da vegetação marginal (Richards 2002, Eterovick 2003). *Leptodactylus mystacinus* e *L. fuscus* utilizaram o solo como principal substrato corroborando com resultados tomados para essas espécies em outras localidades (e.g. Machado et al. 1999, Ávila & Ferreira 2004, Borges & Juliano 2007). Provavelmente a presença dessas espécies nesses locais esteja relacionada ao modo reprodutivo adotado, ambas escavam tocas que abrigam seus ninhos de espuma (Ávila & Ferreira 2004, Haddad & Prado 2005) que ficam protegidos dos predadores e da dessecação, tendo em vista o efeito do isolamento do ninho (Heyer 1969).

A seleção das presas pode ser influenciada tanto pelo tipo de habitat, quanto pela disponibilidade das mesmas ao longo do ano, podendo variar sazonalmente em termos de quantidade e qualidade. Esses fatores associados à ocupação diferencial do ambiente acabam influenciando nos tipos de presas ingeridas pelos anuros (Van Sluys & Rocha 1998). As duas espécies em estudos apresentaram dieta baseada principalmente em artrópodes com predominância de certas categorias

como Isoptera, Hymenoptera, Coleoptera e larvas de insetos havendo certa sobreposição numérica e volumétrica dos itens entre as mesmas. Isso pode ser reflexo da maior disponibilidade destes animais no ambiente durante o período de estudo. Coleoptera, Hymenoptera e larvas de insetos são abundantes no período chuvoso (Pinheiro et al. 2002, Morais & Diniz 2004) e os Isoptera são bastante diversificados e comuns em áreas de Cerrado (Gontijo & Junqueira 1991), o que justificaria em parte a predominância desses itens na dieta dos anuros em estudo. Em um trabalho realizado por Duré & Kehr (2004) com *Leptodactylus latinasus* e *L. bufonius* na Argentina, foi verificado que essas espécies seguem cupins por curtas distâncias até a suas colônias, onde poderiam encontrar estas presas em grandes proporções.

Diferenças nas proporções volumétricas das categorias de presas utilizadas pelas duas espécies estudadas podem favorecer a convivência das mesmas na área de estudo. Menin et al. (2005) estudaram espécies sintópicas de hilídeos e observaram que, apesar da grande sobreposição encontrada nas categorias de presas ingeridas, diferenças em outras dimensões, como ocorrência sazonal e volume de presas consumidas podem ser percebidas. Estes autores sugerem ainda que essas diferenças seriam suficientes para permitir a coexistência destas espécies.

Diferenças verificadas na dieta de machos e fêmeas das duas espécies podem refletir necessidades distintas de cada sexo, visto que machos demandam mais energia na vocalização e defesa de território (Woolbright 1982) e já as fêmeas na produção de óvulos contendo as reservas necessárias ao desenvolvimento inicial dos embriões (Gilbert 2005). Comportamento territorialista foi observado para *Leptodactylus mystacinus* durante as coletas. Ao se realizar um "play-back" próximo a uma toca que abrigava um macho, o mesmo rapidamente se deslocou para sua abertura e começou a "responder" emitindo sons diferentes aos que normalmente são ouvidos para essa espécie. O "play-back" mostrou ser também uma ferramenta eficiente para captura das fêmeas de *L. mystacinus*, que são facilmente atraídas pelos sons dos machos gravados. Cuidado parental aos ovos, realizados provavelmente por machos em *L. mystacinus* já foi relatado por Giaretta & Oliveira-Filho (2006) e pode também ser considerado como uma fonte de consumo de energia.

Outra possibilidade é que em alguns momentos machos e fêmeas podem ocupar lugares distintos como visto para os machos de *L. mystacinus* que foram encontrados vocalizando algumas vezes dentro de tocas e embaixo de moitas de capim e as fêmeas forrageando sob o solo sem vegetação. Já para *L. fuscus* esse tipo de comportamento não foi visualizado. Os machos vocalizavam próximos às tocas de ovoposição, sobre o solo seco, semelhantes ao encontrado por Martins (1988) em Boa Vista, RR. Esses locais foram também utilizados pelas fêmeas de *L. fuscus* na área de estudo. Provavelmente a diferença entre os ambientes utilizados influenciaria diretamente nas dietas em cada sexo e espécie. Santos & Amorim (2006) estudando cuidado parental de *L. natalensis* relatam que as fêmeas eram observadas entre a vegetação, predando invertebrados que se aproximavam dos ninhos ou dos cardumes de girinos. Um comportamento similar foi relatado por Martins (2001), que observou fêmeas de *L. podicipinus* ingerindo pequenos invertebrados perto de seus ninhos.

A ocorrência de material vegetal nos estômagos dos indivíduos das duas espécies pode ser acidental, ocorrendo em situações em que os artrópodes capturados estavam sobre as plantas (Anderson & Mathis 1999). Outra hipótese defendida por Santos et al. (2004) é que o material vegetal pode ser ingerido ativamente pelos anuros como auxílio na eliminação de parasitas intestinais e exoesqueleto de invertebrados.

Diferenças no tamanho do corpo foram verificadas para *Leptodactylus mystacinus* e *L. fuscus* com as fêmeas sendo maiores que os machos. Essa característica ocorre em cerca de 90% das espécies de anuros e pode estar relacionada com uma maior produção de ovos e fecundidade nas mesmas (Alcântara 1999, Prado & Uetanabaro 2000, Zug et al. 2001, Alcântara et al. 2007). Os custos relacionados à produção de espermatozóides são relativamente menores, dessa forma um individuo pode ter pequeno porte e mesmo assim produzir uma grande quantidade de gametas. O tamanho dos machos em espécies de reprodução prolongada, como as deste estudo, pode ser afetado pelos gastos energéticos com a vocalização e diferenças na dieta, contribuindo assim para o menor porte quando comparados às fêmeas (Woolbright 1982).

Mesmo tendo sido poucos os registros de animais vocalizando, é sugerido que *Leptodactylus fuscus* e *Leptodactylus mystacinus* se encaixem no padrão de reprodução prolongado proposto por Wells (1977), uma vez que as vocalizações foram ouvidas por dois ou mais meses consecutivos ao longo do ano. Padrão semelhante já foi registrado para essas espécies em estudos realizados em Guararapes, PR por Bernade & Kokubum (1999) e Rio Claro, SP por Toledo et al. (2003) e por Zina et al. (2007). Os indivíduos foram observados desde o início da estação chuvosa, sendo mais freqüentes durante os meses de outubro e novembro, os quais apresentaram os maiores índices de pluviosidade e temperatura. Esse primeiro fator contribui para uma maior disponibilidade de sítios aquáticos, importantes à reprodução (Aichinger 1987). A maioria dos anfíbios reproduz à noite e apresenta uma sazonalidade reprodutiva que é condicionada, principalmente, pelas chuvas e temperaturas (Cardoso & Martins 1987, Bertoluci & Rodrigues 2002b).

Baseado nas informações apresentadas foi possível verificar que os simpátricos *L. mystacinus* e *L. fuscus* apresentaram tamanhos diferenciados, sendo a primeira espécie ligeiramente maior que a segunda. Maior porte foi também observado para as fêmeas das duas espécies. Utilizam hábitats e microhábitats semelhantes, com as duas espécies tendo preferência por locais abertos, com predomínio de herbáceas e próximos a corpos d'água lênticos. Não diferem com relação ao período do ano em que são encontradas, sendo mais comuns naquele de maior precipitação e temperatura. Porém apresentam algumas diferenças em relação aos períodos em que são mais observadas (em atividade ou não de vocalização) e às proporções volumétricas em que são utilizadas as categorias de presas. Provavelmente essas sejam as principais diferenças que permitem a coexistência das duas espécies na área. Variações nas proporções numéricas e volumétricas das categorias de presas ingeridas foram também registradas entre os sexos das duas espécies. Estas diferenças estão provavelmente associadas à alocação diferencial de recursos para a produção de gametas ou diferenças ocasionais no uso do espaço pelos dois sexos.

Agradecimentos

Agradecemos aos senhores Enrique Sevilla e Geraldo Barbosa por terem cedido a área da fazenda Porta do Céu para realização deste trabalho. A todos os colegas que auxiliaram em campo e em laboratório. Aos professores Dr. Daniel Oliveira Mesquita e Dr. Stephen Francis Ferrari e ao amigo Ms. Frederico Gustavo França pelas críticas e revisão do texto. Ao IBAMA pela concessão da licença nº 02010.000583/2006-89. As Faculdades Integradas da Terra de Brasília por ter cedido o laboratório e equipamentos necessários à triagem do material.

Referências Bibliográficas

ALCÂNTARA, M.B. 1999. Ecologia reprodutiva de *Scinax centralis* (Anura: Hylidae) em uma região do Brasil Central. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Goiás, Goiânia.

ALCÂNTARA, M.B., LIMA, L.P. & BASTOS, R.P. 2007. Breeding activity of *Scinax centralis* (Anura, Hylidae) in Central Brazil. Iheringia, Sér. Zool. 97(4):406-410.

AICHINGER, M. 1987. Annual activity patterns of anurans in a seasonal neotropical environment. Oecologia 71:583-592.

ANDERSON, M.T. & MARTHIS, A. 1999. Diets of two sympatric Neotropical Salamanders, *Bolitoglossa mexicana* and *B. rufescens*, with notes on reproduction for *B. rufescens*. J. Herpetol. 33(4):601-607.

ÁVILA, R.W. & FERREIRA, V.L. 2004. Richness of species and density of vocalization of anurans in an urban area of Corumbá, Mato Grosso do Sul, Brazil. Rev. Bras. Zool. 21(4):887-892.

BERNARDE, P.S. & ANJOS, L. 1999. Distribuição espacial e temporal da anurofauna no Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, Paraná, Brasil (Amphibia: Anura). Comum. Mus. Cienc. PUCRS, Ser. Zool. 12:127-140.

BERNARDE, P.S. & KOKUBUM, M.C.N. 1999. Anurofauna do Município de Guararapes, Estado de São Paulo, Brasil (Amphibia: Anura). Acta Biol. Leopoldensia 21(1):89-97.

BERTOLUCI, J. & RODRIGUES, M.T. 2002a. Utilização de habitats reprodutivos em uma taxocenose de anuros (Amphibia) da Mata Atlântica do sudeste do Brasil. Pap. Avulsos Zool. 42(11):287-197.

BERTOLUCI, J. & RODRIGUES, M.T. 2002b. Utilização de habitats reprodutivos e micro-habitats de vocalização em uma taxocenose de anuros (Amphibia) da Mata Atlântica do sudeste do Brasil. Pap. Avulsos Zool. 42(11):287-297.

BORGES, F.J.A. & JULIANO, R.F. 2007. Distribuição espacial e temporal de uma comunidade de anuros do município de Morrinhos, Goiás, Brasil (Amphibia: Anura). Neotrop. Biol. Conserv. 2(1):21-27.

BRASILEIRO, C.A., SAWAYA, R.J., KIEFER, M.C. & MARTINS, M. 2005. Anfíbios de um fragmento de Cerrado aberto do sudeste do Brasil Biota Neotrop. 5(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?article+BN00405022005. (último acesso em 25/06/2008).

CARDOSO, A.J. & MARTINS, J.E. 1987. Diversidade de anuros durante o turno de vocalizações, em comunidade neotropical. Pap. Avulsos de Zool. 6(23):279-285.

DUELLMAN, W.E., TRUEB, L. 1994. Biology of Amphibians. Ed. Johns Hopkins, New York.

DURÉ, M.I. & KEHR, A.I. 2004. Influence of microhabitat on the trophic rcology of two Leptodactylids from Northeastern Argentina. Herpetologica. 60(3):295-303.

EITEN, G. 1972. The Cerrado vegetation of Brazil. Bot. Rev. 38(2):201-341.

ETEROVICK, P.C. 2003. Distribution of anuran species among montane streams in south-estern Brazil. J. Trop. Ecol. 19(3):219-228.

ETEROVICK, P.C. & SAZIMA, I. 2000. Structure of an anuran community in a montane meadow in southeastern Brazil: effects of seasonality, habitat, and predation. Amphibia-Reptilia 21(4):439-461.

ETEROVICK, P.C. & SAZIMA, I. 2004. Anfíbios da Serra do Cipó. Ed. PUC Minas, Belo Horizonte.

FEIO, R.N., CARAMASCHI, U. 2002. Contribuição ao conhecimento da herpetofauna do nordeste do estado de Minas Gerais, Brasil. Phyllomedusa 1(2):105-111.

FROST, D.R. 2008. Amphibians Species of The Wolrd 5.1 – an online reference. American Museum of Natural History: http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.php (último acesso em 20/06/2008).

GADSDEN, H.E. & PALACIOS-ORONA, L.E. 1997. Seasonal Dietary Patterns of the Mexican fringe-toed Lizard (Uma paraphygas). J. Herpetol. 31(1):1-9.

GIARETTA, A.A. & OLIVEIRA-FILHO, J.C. 2006. *Leptodactylus mystacinus* (shovel-nosed frog). Parental care. Herpetol. Rev. 37(2):204-205.

GILBERT, S.F. 2005. Developmental Biology. 4 ed. Sinauer Associates Inc. Publishers, Sunderland, Massachusetts.

GONTIJO, T.A. & JUNQUEIRA, D. 1991 Guild distribuition of some termites from cerrado vegetation in south-east Brasil. J. Trop. Ecol. 7(4):523-529.

HADDAD, C.F.B. & PRADO, C.P.A. 2005. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic forest of Brazil. Bioscience 55(3):207-217.

HEYER, W.R. 1969. The adaptive ecology of the species groups of the genus *Leptodactylus* (Amphibia, Leptodactylidae). Evolution 23(3):421-428.

HEYER, W.R. 1978. Systematics of the fuscus group of the frog genus Leptodactylus (Amphibia, Leptodactylidae). Nat. Hist. Mus. Los. Ang. Cty. Sci. Bull. (29):1-85.

HEYER, M.M., HEYER, W.R., SPEAR, S. & SÁ, R.O. 2003. *Leptodactylus mystacinus*. Catalogue of American Amphibians and Reptiles (767):1-11.

MACHADO, R.A., BERNARDE, S.P., MORATO, S.A.A. & ANJOS, L. 1999. Análise comparada da riqueza de anuros entre duas áreas com diferentes estados de conservação no município de Londrina, Paraná, Brasil (Amphibia: Anura). Rev. Bras. Zool. 16(4):997-1004.

MACHADO, R.A. 2003. Anfíbios da Floresta Atlântica. In Anfíbios da Floresta Atlântica (C.R. Fernandes ed.). Opta Originais Gráficos e Editora Ltda, Curitiba, p.123-149.

MAGNUSSON, W.E., LIMA, P.A., SILVA, W.A. & ARAÚJO, M.C. 2003. Use of geometric forms to estimate volume of invertebrates in ecological studies of dietary overlap. Copeia 2003(1):13-19.

MARTINS, I.A. 2001. Parental care behaviour in *Leptodactyulus podicipinus* (Cope, 1982) (Anura, Leptodactylidae). Herpetol. J. 11(1):29-32.

MARTINS, M. 1988. Biologia reprodutiva de *Leptodactylus fuscus* em Boa Vista, Roraima (Amphibia: Anura). Rev. Bras. Biol. = Braz. J. Biol 48(4):969-977.

MENIN, M., ROSSA-FERES, D.D.C., & GIARETTA, A. 2005. Resource use and coexistence of two syntopic hylid frogs (Anura: Hylidae) Rev. Bras. Zool. 22(1):61-72.

MORAIS, H.C. & DINIZ, I.R. 2004. Herbívoros e herbivoria no Cerrado: lagartas como exemplo. In Cerrado Ecologia e Caracterização. (L.M.S Aguiar, A.J.A Camargo. ed.). EMBRAPA, Distrito Federal, p.159-173.

NIMER, E. 1989. Climatologia do Brasil. 2 ed. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro.

OWEN, J.G. 1989. Parttens of herpetofaunal species richness: relacion to temperature, precipition, and variance in elevation. J. Biogeogr. 16(2):141-150.

OYAMAGUCHI, H.M. 2006. Distribuição espacial e temporal de espécies simpátricas de *Leptodactylus* do grupo *fuscus* em áreas naturais e antrópicas na região de Itirapina e Brotas, sudoeste do Brasil. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

PIANKA, E.R. 1973. The structure of lizard communities. Ann. Rev. Ecol. Syst. 4:53-74.

PINHEIRO, F., DINIZ, I.R., & BANDEIRA, M.P.S. 2002. Seasonal pattern of insect abundance in the Brazilian. Austral Ecology 27(2):132-136.

POMBAL, JR. 1997. Distribuição espacial e temporal de anuros (Amphibia) em uma poça permanente na Serra de Paranapiacaba, sudeste do Brasil. Rev. Bras. Biol. = Braz. J. Biol. 57(4):583-594.

POUGH, H.F., STEWART, M.M. & THOMAS, R.G. 1977. Physiological basis of habitat partitioning in Jamaican *Eleutherodactylus*. Oecologia 27(4):285-293.

POUGH, F.H., ANDREWS, R.M., CADLE, J.E., CRUMP, M.L., SAVITZKY, A.H. & WELLS, K.D. 1998. Herpetology. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.

PRADO, C.P.A. & UETANABARO, M. 2000. Reproductive biology of *Lysapsus limellus* Cope, 1862 (Anura, Pseudidae) in the Pantanal, Brazil. Zoocriaderos 3(1):25-30.

ROSSA-FERES, D.C. & JIM, J. 1996. Distribuição espacial em comunidades de girinos na região de Botucatu, São Paulo (Amphibia: Anura). Rev. Bras. Biol. = Braz. J. Biol. 56(2):309-316.

ROSSA-FERES, D.C. & JIM, J. 2001. Similaridade do sítio de vocalização em uma comunidades de anfíbios anuros na região noroeste do estado de São Paulo. Brasil. Rev. Bras. Biol. = Braz. J. Biol. 18(2):439-454.

RICHARDS, S.J. 2002. Influence of flow regime on habitat selection by tadpoles in an Australian rainforest stream. J. Zool. Lond. 257(2):273-279.

SANTOS, E.M., ALMEIDA, A.V. & VASCONCELOS, S. 2004. Feeding habits of six anuran (Amphibia: anura) species in a rainforest fragment in northeaster Brazil. Ilheringa, Ser. Zool. 94(4):433-438.

SANTOS, E.M. & AMORIM, F.O. 2006. Parental care behaviour in *Leptodactylus natalensis* (Amphibia, Anura, Leptodactylidae). Iheringia, Série. Zool. 96(4):491-494.

SILVANO, D.L., COLLI, G.R., DIXO, M.B.O., PIMENTA, B.V.S. & WIEDERHECKER, H.C. 2003. Anfíbios e Répteis. In Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas, (D.M. Rambaldi & D.A.S. Oliveira, eds.). Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília, p.183-200.

SIMPSON, E.H. 1949. Measurement of diversity. Nature 163:688. SCHOENER, T.W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. Science 185(4145):27-39.

SCHOENER, T.W. 1977. Competition and niche. In Biology of the reptilian. (C. Gans & D.W. Tinkle, eds.). Academic Press, New York, p.35-136.

STEBBINS, R.C. & COHEN, N.W. 1997. A Natural History of Amphibians. Princeton University Press, New Jersey.

TOLEDO, L.F. & HADDAD, C.F.B. 2003. Distribuição espacial e temporal de uma comunidade de anfíbios anuros do município de Rio Claro, São Paulo, Brasil. Holos Environment 3(2):136-149.

THOMÉ, M.T.C. & BRASILEIRO, C.A. 2007. Dimorfismo sexual, uso do ambiente e abundância sazonal de *Elachistocleis* cf. *ovalis* (Anura: Microhylidae) em um remanescente de Cerrado no Estado de São Paulo, sudeste do Brasil. Biota Neotrop. 7(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v7n1/pt/abstract?article+bn00307012007 (último acesso em 10/07/2008)

VAN-SLUYS, M. & ROCHA, C.F.D. 1998. Feeding habitats an microhabitats utilization by two syntopic Brazilian Amazonian frogs *Hyla minuta* and *Pseudopaludicula* sp. (gr. *Falcipes*). Rev. Bras. Biol. = Braz. J. Biol. 58(4):559-562.

VASCONCELOS, T.S., ROSSA-FERES, D.C., CANDEIRA, C.P. 2003. Biodiversidade e ambientes de reprodução de anfíbios anuros em Nova Itapirema, região noroeste do Estado de São Paulo. Anais do 6° Congresso de Ecologia do Brasil. Simpósios: Biodiversidade, Unidades de Conservação, Indicadores Ambientais, Caatinga, Cerrado. São Paulo, p.300-302.

ZINA, J., ENNSER, J., PINHEIRO, S.C.P., HADDAD, C.F.B. & TOLEDO, L.F. 2007. Taxocenose de anuros de uma mata semidecídua do interior do Estado de São Paulo e comparações com outras taxocenoses do Estado, Brasil. Biota Neotrop. 7(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?article+bn00607022007 (último acesso em 25/06/2008).

ZUG, G.R., VITT, L.J. & CALDWELL, J.P. 2001. Herpetology: an introductory biology of amphibians and reptiles. 2 ed. Academic Press, San Diego.

WELLS, K.D. 1977. The social behavior of anuran amphibians. Anim. Behav. 25(3):666-693.

WOOLBRIGHT, I.I. 1982. Sexual selection and size dimorphism in anuran amphibia. Am. Nat. 121(1):115-199.

Recebido em 16/03/08
Versão reformulada recebida em 21/07/08
Publicado em 08/08/08

Richness, abundance, and mass in snake assemblages from two Atlantic Rainforest sites (Ilha do Cardoso, São Paulo) with differences in environmental productivity

Carlos Frederico Duarte Rocha[1,2], Helena Godoy Bergallo[1], Carla Fabiane Vera y Conde[1], Emerson Brum Bittencourt[1] & Hilda de Carvalho Santos[1]

[1]Departamento de Ecologia, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ , Rua São Francisco Xavier, 524, Maracanã, CEP 20550-013, Rio de Janeiro, RJ, Brazil
[2]Autor para correspondência: Carlos Frederico Duarte Rocha, e-mail: cfdrocha@uerj.br

ROCHA, C.F.D., BERGALLO, H.G., VERA y CONDE, C.F., BITTENCOURT, E.B. & SANTOS, H.C. 2008. **Richness, abundance, and mass in snake assemblages from two Atlantic Rainforest sites (Ilha do Cardoso, São Paulo) with differences in environmental productivity**. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?article+bn01408032008.

Abstract: We analyzed richness, composition and mass of snakes in two sites in the Atlantic forest of Ilha do Cardoso (25° 03' S and 47° 53' W), an island (22,500 ha), Cananéia municipality, São Paulo State, Brazil. A monthly index of arthropod availability (in mm^3) was estimated in each site through capture rates in pit-fall traps. Fallen fruits were collected along trails in the study sites (mass of fruit gave an index of fruit availability) and small mammals were sampled in grids with 120 traps which covered the lowland (5.2 ha) and in the slope forests (3.6 ha). The abundance and mass of small mammals were standardized for the size of each sampled area (in $g.ha^{-1}$). To sample snakes we established 20 pit-fall traps in each area and performed monthly transects in four consecutive days (totaling 1000 m long) along trails in the study sites. Snakes found were measured, weighted marked and released. Abundance and total mass of snakes were standardized by the size of each area. The areas differed consistently in in the productivity of arthropods, fruits and small mammals, and also in richness, composition and total mass of snakes. We found 36 individuals (total mass = 9884 g) of 12 snake species belonging to three Families (Colubridae, Elapidae and Viperidae) in the lowland forest, whereas in the slope forest we sampled only 9 individuals of 2 species (total mass = 1820 g). Our results suggest that the area of lowland forest, showing higher productivity of arthropods, fruits and small mammals, maintains a snake community with a higher richness, diversity and biomass than its slope forest counterpart.
Keywords: *Atlantic Rainforest snake assemblage, environmental productivity, snake diversity, and richness, snake seasonal activity, snake biomass.*

ROCHA, C.F.D., BERGALLO, H.G., VERA y CONDE, C.F., BITTENCOURT, E.B. & SANTOS, H.C. 2008. **Riqueza, abundância e biomassa em duas comunidades de serpentes na Floresta Atlantica em sítios com diferenças na produtividade**. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?article+bn01408032008.

Resumo: Nós analisamos a riqueza, a composição e a massa de serpentes em dois ambientes na Mata Atlântica da Ilha do Cardoso (25° 03' S e 47° 53' W), uma ilha (22.500 ha), localizada no município de Cananéia, Estado de São Paulo, Brasil. Estimamos um índice de disponibilidade de artrópodos (em mm^3) em cada ambiente através da taxa de captura em armadilhas de queda estabelecidas no chão da floresta. Coletamos frutos caídos ao longo de trilhas nos ambientes estudados (a massa de frutos forneceu um índice da disponibilidade de frutos) e pequenos mamíferos foram amostrados em grades com 120 armadilhas as quais cobriram um ambiente na mata de planície (5,2 ha) e um na floresta de encosta (3,6 ha). A abundância e massa de pequenos mamíferos foi padronizada para o tamanho de cada área amostrada (em $g.ha^{-1}$). Para amostrar as serpentes estabelecemos 20 armadilhas de queda em cada ambiente e mensalmente realizamos transectos durante quatro dias consecutivos (totalizando 1000 m de extensão em cada área) ao longo de trilhas nos ambientes estudados. As serpentes foram medidas, pesadas, marcadas e soltas. A abundância e massa total de serpentes foram padronizadas para o tamanho de cada área amostrada. As áreas diferiram consistentemente na produtividade de artrópodos, de frutos e de pequenos mamíferos, e também na riqueza, composição e massa total de serpentes. Encontramos um total de 36 indivíduos (massa total = 9884 g) de 12 espécies de serpentes pertencentes a três famílias (Colubridae, Elapidae and Viperidae) na mata de planície, enquanto na mata de encostaamostramos apenas 9 indivíduos de 2 espécies (massa total = 1820 g). Nossos resultados sugerem que a mata de planície, que teve maior produtividade de of artrópodos, de frutos e de pequenos mamíferos, mantém uma comunidade de serpentes com maior riqueza, diversidade e biomassa do que a mata de encosta.
Palavras-chave: *comunidades de serpentes de Mata Atlântica, produtividade ambiental, diversidade e riqueza de serpentes, atividade sazonal de serpentes, biomassa de serpentes.*

Introduction

Environmental productivity is an important determinant of species richness, diversity and biomass in biological communities (e.g. August 1983, Rozensweig 1971, 1996). For some environments such as tropical forests (e.g. Duellman 1978, Mabberley 1983, Bobrov 1993, Bergallo 1999, Bergallo & Magnusson 1999, Vera y Conde & Rocha 2006) including restinga habitats (e.g. Rocha & Bergallo 1997), for deserts (e.g. Christian 1980) or coral reefs (e.g. Connell 1978), it has been shown that an increase in environmental productivity, through availability of resources, usually results in a corresponding increase in richness, abundance, diversity and total mass of particular groups of organisms.

In most communities, snakes are important predators of vertebrates, with small mammals being important prey for a number of species (Gonzaga et al. 1997, Di Bernardo 1998, Marques 1998, Martins 1994, Rocha & Vrcibradic 1998, Marques & Sazima 2004, Pontes & Rocha 2008). Mammallian density and biomass tend to be strongly dependent of the availability of arthropods and fruits (Bergallo and Magnusson, 1999).

At the rainforest of Ilha do Cardoso, an island located in the coast of São Paulo State, Southeastern Brazil, two portions of the forest can be recognized due to differences in humidity, temperature and topography: the forest occurring near sea level (altitude up to to 5 m – hereafter referred as lowland forest – LF) and the forest of the slopes of the hills, hereafter refferred as slope forest – SF) (Giulietti et al. 1983). These two forested areas differ in altitude and inclination, which results in considerable differences in abundance of some materials such as leaf litter (Giulietti et al. 1983) and humidity, since most of the rain tends to drain towards the lower portions of the forest (Santos et al. 1998). Also, the two areas differ strongly in vegetation density and canopy height (Barros et al. 1991; Vera y Conde 1994).

Considering the differences in these two forest environments, we would expect that the variation between these segments of forest, especially in humidity, vegetation spacing and canopy height (Barros et al. 1991, Vera y Conde 1994), would affect the amount of arthropods, fruits and small mammals, which in turn would increase the availability of food resources for many snake species. This effect would influence snakes either directly, in case of snakes that prey on mammals, or indirectly, in species that prey on lizards, frogs and small mammals for which arthropods and fruits constitute important food sources. Thus, we could expect that the differences in prey abundance should affect the assemblage of snakes each of the two forest environments (in terms of species richness, total abundance and biomass).

In this study we analyze some parameters of the environmental productivity of two Atlantic Rainforest areas (Lowland forest and Slope forest) at Ilha do Cardoso in terms of arthropods, fruits and small mammals, and evaluate the richness, heterogeneity and total mass of snakes associated to each of these two forest environments.

Material and Methods

1. Study area

The study was carried out in an area of Atlantic Rainforest at Ilha do Cardoso (approximately 25° 03' S and 47° 53' W), a large continental island (22,500 ha), located on the Southern coast of São Paulo State, Southeastern Brazil (Figure 1). The climate in the area is wet subtropical with most of the rainfall (about 70%) between December and April. Mean annual temperature is 23 °C with coldest period in July-August and the warmest period in January-February (Bergallo & Magnusson 1999). Weather data were obtained from the Climatological Center of Ilha do Cardoso, ca. 4 km from the study area.

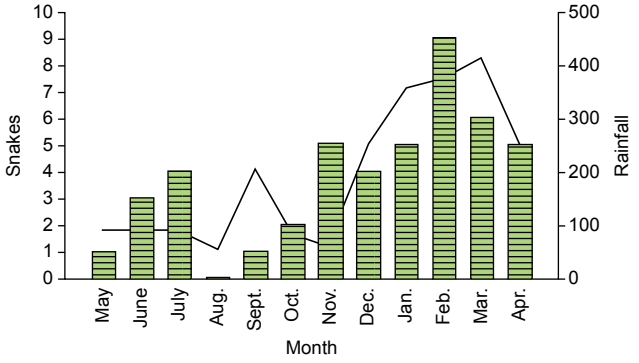


Figure 1. Relationship between monthly total number of snakes found in two areas (Lowland and slope forests) and rainfall in the Atlantic Rainforest at Ilha do Cardoso, São Paulo State, Brazil (F = 9.404; $R^2 = 0.485$; P = 0.012).

Figura 1. Relação entre o número total de serpentes amostradas mensalmente em duas áreas (mata de baixada e mata de encosta) e a pluviosidade na área de Mata Atlântica da Ilha do Cardoso, Estado de São Paulo, Brasil (F = 9,404; $R^2 = 0.485$; P = 0,012).

2. Sampling methods and analysis

2.1. Index of arthropod availability and leaf litter

To estimate an index of arthropod availability we made monthly samplings from May 1993 to April 1994. At each month we established, on each of the environments (LF and SF) ten pit-fall traps (10 cm diameter, 12 cm depth) which remained in the field for a period of 72 hours (see Santos et al. 1998 for detailed methodology). In addition, we monthly removed 1 m^2 of leaf litter in each area, and sampled arthropods using Bérlese-Tullgren funnels. The arthropods found were identified to Order, counted and had their index of mass (in mm^3) estimated by the multiplication of their three dimensions (length, width and depth). The total number and volume of arthropods found in each sampling method was summed to give the overall number and volume estimates for each month. The index of abundance of arthropods in each forest environment (LF and SF) was calculated as the cumulative number of individuals of all arthropod orders recorded along the 12-month sampling, and the index of arthropod mass as the cumulative volume (in mm^3) of arthropods in the same period. Also, we weighted (in grams) the 12 samples of 1 m^2 of leaf litter removed from the forest floor at each environment and used the mean weigth as an index of the leaf litter density at each m^2 of forest floor in each area.

2.2. Index of fruit availability

Fallen fruits were collected monthly from May 1993 to April 1994 in 80-by 1 m-transects along 12 trails in each forest environment (LF and SF) (for details see Bergallo and Magnusson, 1999). Mass (in g) of fresh fruits collected in each monthly sampling was used as an index of fruit availability for that particular month. The index of fruit productivity of each area was estimated as the cumulative mass along the 12 months standardized for the size of each area. Differences among areas in the standardized mean mass of fruits was tested using ANOVA.

2.3. Index of small mammal productivity

Small mammals were sampled in a grid which covered the LF (5.2 ha) and the SF (3.6 ha). The grid was irregular and had eight trails with 15 trap stations and six trails with 20 trap stations, spaced 20 m apart, totaling 240 stations. Monthly, from February 1993 to January 1995, 120 traps were placed at trap stations separated by 40 m during two nights. Traps were moved 20 m on the third day, so the 240 capture stations of the grid (including both areas) could be covered in each 4-day session. Traps were baited with banana or manioc and peanut butter. Captured animals were marked with an ear perforation and weighted (to the nearest gram) using Pesola spring scales. The abundance and mass of small mammals were standardized for the size of each sampled area (in $g.ha^{-1}$).

2.4. Snake community parameters

From May 1993 to April 1994 we performed monthly transects along the trails of the grids in the LF and in the SF searching for snakes. A total of 1000 m was searched monthly along transects in each forest environment. Transects were sampled in four consecutive days, in the morning (07:00-11:00 AM), afternoon (01:00-05:00 PM) and crepuscular/nocturnal period (06:00-07:00 PM). During transects each observer moved along trails in a regular slow walking pace, carefully looking for snakes on the ground, on tree trunks and branches and under fallen logs. When transects crossed a stream or passed near a pond those habitats were also carefully checked for the presence of snakes. Anytime a snake was found an attempt was made to capture it using a noose or by hand. The snakes were identified, weighted (to the nearest 1 g), measured (to the nearest 1 cm) in its snout-vent-length (SVL), and each was marked by an incision on its ventral scales. Marks were made to avoid counting the same individual more than once. Individuals were released at the same place they were originally found.

In addition, in each area we established 20 pit-fall traps, each consisting of a plastic reservoir of 25 liters. The pit-falls were established along a line on the forest floor, remaining with their openings at the ground level. During fieldwork, the pitfalls in the two forest environments were checked in the morning and in the afternoon for the presence of snakes. Whenever a snake was found inside a pit-fall, the same procedures reported above were made to record data from the snake sampled. We compared the two forest environments in terms of richness, abundance and mass (in g) of snakes. Snake heterogeneity in each forest environment was estimated using the Shannon index. We used an Analysis of Variance to evaluate if the mean snake mass differed between the areas. The snake abundance was related with the rainfall monthly by simple regression.

Results

The two environments studied in the forest of Ilha do Cardoso differed consistently in the indexes of productivity considered in the present study (arthropod abundance, leaf-litter mass, fruit mass and small mammal availability) (Table 1). In general, the values of arthropod abundance, arthropod mass, leaf-litter mass, index of fruits availability and small mammal mass were considerably higher in LF than in SF (Table 1). Arthropod abundance in the LF was approximately three times higher than in SF, whereas arthropod mass in the former was about eight times larger than in the last area. Similarly, leaf-litter mass in the LF was three times larger than that found in the SF. The index of fruit mass available in the LF was about twice than that found in the SF. During the study we sampled a total of 12 snake species belonging to three Families: Colubridae (*Chironius bicarinatus*, *Chironius fuscus*, *Clelia plumbea*, *Helicops carinicaudus*, *Leptodeira annulata*, *Liophis miliaris*, *Rhadinaea affinis, Spilotes pullatus* and *Tropidodryas serra*), Elapidae (*Micrurus corallinus*) and Viperidae (*Bothrops jararaca* and *Bothrops jararacussu*) (Table 2). Table 2 shows the number of snakes of each species recorded and the total snake mass (in g) sampled in each forest environment. The total abundance of snakes found along the study in the LF was approximately four times higher than that found in the SF. We found a total of 36 individuals belonging to 12 snake species in the LF (with a standardized abundance of 0.003 snakes/m/trail) and a total of nine individuals in two snake species in the SF (with a standardized abundance of 0.00075 snakes/m/trail) (Table 2). Both snake species recorded in the SF also occurred in the LF. The most abundant snakes in the area were *Spilotes pullatus* and *Tropidodryas serra* but they only occurred in the LF (Table 2). The mean snake mass did not differ between the areas (LF = 274.6 ± 223.6 g and SF = 202.2 ± 107.4 g, N = 45, F = 0.88, P = 0.35). However, the total snake mass found in the LF (total snake mass of 9904 g, with a standardized sampled mass of 1904.6 $g.ha^{-1}$) was approximately 5 times higher than those found in the SF (total snake mass of 1403 g, with a standardized sampled mass of 389.7 $g.ha^{-1}$). At the slopes of the SF we found only two snake species, *Chironius fuscus* and *Bothrops jararaca* (Table 2), with these species being common to both environments studied. At the LF we recorded higher overall abundance (36 individuals), species richness (12 species) and total mass (9884 g) and diversity (H' = 1.919) of snakes when compared with the SF (abundance = 9 individuals; richness = 2 species, total mass = 1820 g and diversity, H' = 0.687) (Table 1). Most individual snakes (N = 34) were found from November to April, whereas the number of snakes found from May to October was comparatively lower (N = 11) (Figure 1). The

Table 1. Productivity indexes of arthropod (abundance in $ind.m^{-2}$), leaf-litter (in $g.m^{-2}$ forest floor), small mammals (abundance in ind/ha and mass in $g.ha^{-1}$) and snakes in terms of total abundance, species richness, and total mass (in g) found in two areas (Lowland and Slope forests) in the Atlantic Rainforest at Ilha do Cardoso, São Paulo State, Brazil.

Tabela 1. Indices de produtividade de artrópodos (abundância em $ind.m^{-2}$), massa de folhiço (em $g.m^{-2}$ de chão de floresta), pequenos mamíferos (abundância em $ind.ha^{-1}$ e massa em $g.ha^{-1}$) e de serpentes em termos de total abundância, riqueza de espécies e massa total (em g) encontrados em duas áreas (Mata de baixada e mata de encosta) na Mata Atlântica da Ilha do Cardoso, Estado de São Paulo, Brasil.

Indexes	Lowland forest (LF)			Slope forest (SF)		
	Abundance	Richness	Mass	Abundance	Richness	Mass
Arthropods	136.7 $ind.m^{-2}$	24	382 $mm^3.m^{-2}$	47.3 $ind.m^{-2}$	22	50 $mm^3.m^{-2}$
Leaf-litter	-	-	401.2 ± 128.0 g	-	-	133.3 ± 97.0 g
Fruits	-	-	95.3 ± 115.8	-	-	50.9 ± 64.8
Mammals	63.1 $ind.ha^{-1}$	8	8057 $g.ha^{-1}$	59.4 $ind.ha^{-1}$	7	7579 $g.ha^{-1}$
Snakes	36	12	9904 g	9	2	1824 g

Table 2. Snake species and respective number of individuals (N) and total mass (in g) found in two areas (Flat and slope forests) in the Atlantic Rainforest at Ilha do Cardoso, São Paulo State, Brazil.

Tabela 2. Espécies de serpentes e and respectivos números de indivíduos (N) e massa total (em g) encontrados em duas áreas (Mata de baixada e mata de encosta) na Mata Atlântica da Ilha do Cardoso, Estado de São Paulo, Brasil.

Snake species	Lowland forest		Slope forest	
	N	Mass (g)	N	Mass (g)
COLUBRIDAE				
Chironius bicarinatus	1	754	-	-
Chironius fuscus	3	315	4	421
Clelia plumbea	1	141	-	-
Helicops carinicaudus	2	243	-	-
Leptodeira annulata	1	82	-	-
Liophis miliaris	3	331	-	-
Echinanthera affinis	1	20	-	-
Spilotes pullatus	10	4504	-	-
Tropidodryas serra	6	1116	-	-
ELAPIDAE				
Micrurus corallinus	3	309	-	-
VIPERIDAE				
Bothrops jararaca	1	286	5	1403
Bothrops jararacussu	4	1803	-	-

relationship between monthly number of snakes found and rainfall was positive and significant ($F = 9.404$; $R^2 = 0.485$; $P = 0.012$).

Discussion

Our results indicate that the abundance of arthropods, fruits, leaf litter and small mammals in Ilha do Cardoso are consistently higher in the lowland forest (LF) when compared with slope forest (SF). Similarly, LF tended to maintain higher abundance, richness and biomass of snakes when compared to SF. Habitats with high productivity have a higher amount of available energy (Rozensweig,1996) and, as a result, can potentially mantain a large amount of species of higher throphic level such as snakes. One factor possibly contributing for the differences in snake abundances between areas is the occurrence of streams, rivulets and ponds; although these water bodies are frequent in LF, their occurrence decreases considerably in the SF. This can impose restrictions for the occurrence of some snakes which, in general, live associated to water bodies (e.g. *Liophis miliaris* and *Helicops carinicaudus*). Besides favoring the occurrence of these semi-aquatic snakes, the occurrence of those water bodies may increase the local spatial heterogeneity in the LF. Spatial heterogeneity tends to promote an increase in the diversity of resources available in a particular habitat, favoring the coexistence of a large number of species (Simpson 1964). Also, some characteristics of the structural habitat such as leaf-litter depth may also influence the local snake community, not only by increasing microhabitat space for potential preys such as frogs (Van Sluys et al. 2007) and small mammals (Kemper and Bell 1985), but may also favor the occurrence of some snake species, especially terrestrial, semi-fossorial or fossorial ones. In LF the amount of leaf-litter/m^2 of forest floor was about three times higher than that found in SF, which can provide more space and shelter protected from predators for some snakes. For semi-fossorial snake species such as *Micrurus corallinus*, the comparatively thinner layer of leaf litter in the SF may reduce potential microhabitats under which they could use for shelter or foraging. For example, lizard prey of the elapid *Micrurus corallinus* are usually leaf-litter inhabitants (Marques & Sazima 1997). In addition in part, these differences may also result from differences in soil characteristics among areas. Soil depth and compostion in LF is also considerably different from that in SF, as this last tend to be dominated by rocky extrusions. Shallow, rocky soils would deeply limit the presence of fossorial species. In contrast, depositional soils in the lower parts would provide more suitable habitats for burrowing snakes.

Our results suggest that there is a tendency for the viperids to differ in the area of the forest they occur: *Bothrops jararaca* occurred more frequently at the SF whereas *B. jararacussu* was found only at the LF. It has been suggested that in some cases an incompatibility to live in sintopy may occur between two taxonomically close species, resulting in a mosaic distribution (Henderson et al. 1979). At this time we do not know if this tendency may be a result of an ecological incompatibility of these *Bothrops* species, although a similar segregation in occurrence has been suggested for some species of *Micrurus* (Henderson et al. 1979). However, alternatively, we must consider that actually these two *Bothrops* species are not closely related, and actually belong to distinct clades (species groups) within *Bothrops* (Martins et al. 2001) and this may explain the differences in macrohabitat use.

Most of the snakes in the area were found during the summer, a period of warmer temperatures and intense rainfall in the area. Rainfall explained approximately 50% of the monthly occurrence of snakes along the year. This activity trend during warmer and/or wetter periods has also been reported for some snake species in other neotropical areas (e.g. Marques 1998, Martins & Oliveira 1998, Rocha et al. 2000, Marques et al. 2000, Marques et al. 2001, Hartmann et al. 2002, Pizzato & Marques 2002, Maciel et al. 2003). In tropical and subtropical areas of South America activity of snakes is usually seasonal being comparatively higher during the rainy season. This trend seems to be related to the more favorable conditions of humidity and temperature for the embryonic development (Vinegar 1977) and can be of importance for reproductive snakes especially during period of oviposition. Also, humidity and temperature are known to directly influence the metabolism of snakes, thus affecting their activity (Lillywhite 1987). The metabolic rate of snakes are usually reduced in low environmemtal temperatures which results in reduced activity (Lillywhite 1987). Another important factor favoring acvtivity in wetter periods is that humidity and temperature favors environmental productivity (Bergallo & Magnusson 1999), which in turn tend to provide more sources of food for the snakes. This seems to be the case in Ilha do Cardoso, where most snakes seem to be active during the rainy season and snake occurrence seems to be favored in the portions of the forest with higher productivity.

Acknowledgements

We thank some of our students which in different occasions assisted us during fieldwork but particularly A. Sarmento, P. Lacerda, A. M. Marques, S. Z. Albuquerque, A. Jardim and F. Peres. We also thank the former Scientific Director of the Centro de Pesquisas Aplicadas of Ilha do Cardoso (CEPARNIC) Timothy P. Moulton who made many facilities available during the study, and the Instituto Florestal (IF), for the permit to work in the State Park. Maria R. A. Braga and R. Nogueira helped in many aspects. D. Vrcibradic kindly revised the manuscript offering helpful suggestions. This study was partially supported by Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) through research grant to HGB (Process

n° 92/4619-7), by Sub-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa (SR-2) of The Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ) which provided logistic support and a Scientific Initiation Grant to HCS. CFDR (Processes 307653/2003-0 and 477715/06-0) and HGB (Process 309527/06-6) receive research grants from Conselho Nacional do Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

References

AUGUST, P.V. 1983. The role of complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal community. Ecology 64(6):1495-1507.

BARROS, F., MELO, M.M.R.F., CHIEA, S.A.C., KIRIZAWA, M., WANDERLEY, M.G.L. & JUNG-MENDAÇOLLI, S.L. 1991. Flora fanerogâmica da Ilha do Cardoso – caracterização geral da vegetação e listagem das espécies ocorrentes. Instituto de Botânica, São Paulo.

BERGALLO, H.G. & MAGNUSSON, W.E. 1999. Effects of climate and food availability on four rodent species in southeastern Brazil. Journal of Mammalogy 80(2):472-486.

BITTENCOURT, E.B., Vera y Conde, C.F., ROCHA, C.F.D. & BERGALLO, H.G. 1999 Activity patterns of small mammals in an Atlantic forest area of southeastern Brazil. Ciência e Cultura 51(2):126-132.

BOBROV, V.V. 1993. Spatial organization of a tropical lizard community in a forested area in northern Vietnam. Herpetozoa 6(1/2):21-28.

CONNELL, J.H. 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs - High diversity of Trees and Corals is Maintained Only in a Non-Equilibrium State. Science 199(4335):1302-1310.

CHRISTIAN, D.P. 1980. Vegetative Cover, Water Resources and Microdistributional Patterns in a Desert Rodent Community. Journal of Animal Ecology 49(5):807-816.

DI BERNARDO, M. 1998. História Natural de uma comunidade de serpentes da borda oriental do planalto das araucárias, Rio Grande do Sul, Brasil. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Campus de Rio Claro, Rio Claro. 119p.

DUELLMAN, W.E. 1978. The biology of an equatorial herpetofauna in amazonian Ecuador. Misc. Publ. Mus. Nat. Hist. Univ. Kans. 65:1-352.

FUNARI, F.L., STRUFFALDI-DE-VUONO, Y. & SALUM, S.T. 1987. Balanço hídrico de duas áreas de mata Atlântica: Reserva Biológica de Paranapiacaba e Parque Estadual da Ilha do Cardoso (Estado de São Paulo). In Anais do VI Congresso da Sociedade Botânica de São Paulo. (M.F.A. Pereira & M.A.S Massei, eds.). Sociedade Botânica de São Paulo, Campinas. p. 95-101.

GIULIETTI, A.M., RIBEIRO-FILHO, E., BUENO, M.S.G. & AVELAR, W.E.P. 1983. Em busca do conhecimento ecológico – uma introdução à Metodologia. Edgar Blucher Ltda, São Paulo. 110p.

GONZAGA, L.A.P., CASTIGLIONI, G.A.D. & ALVES, M.A.S. 1997. Philodryas patagoniensis diet. Herp. Review 28(3):154.

HARTMANN, M.T., DEL GRANDE, M.L., GONDIM, M.J., MENDES, M.C. & MARQUES, O.V.A. 2002. Reproduction and activity of the snail-eating snake Dipsas albifrons (Colubridae) in the Southeastern Atlantic forest of Brazil. Stud. Neot. Fauna & Environ. 37(2):111-114.

HENDERSON, R.W., DIXON, J.R. & SOINI, P. 1979. Resource partitioning in Amazonian snake communities. Milw. Public Mus. Contr. Biol. Geol. 22(1):1-11.

KEMPER, C. & BELL, D.T. 1985. Small Mammals and Habitat Structure in Lowland Rain Forest of Peninsular Malaysia. J. Trop. Ecol. 1(1):5-22.

LILLYWHITE, H.B. 1987. Temperature, energetics and physiological ecology. In Snakes: Ecology and Evolutionary Biology. (Seigel, R.A., Collins, J.T. & Novak, S.S. eds.). MacMillan Publ. Co., New York, p.422-477.

MACIEL, A.P., DI-BERNARDO, M., HARTZ, S.M. & OLIVEIRA, R.B. 2003. Seasonal and daily activity patterns of Liophis poecilogyrus (Serpentes: Colubridae) on the north coast of Rio Grande do Sul, Brazil. Amphibia-Reptilia 24(2):189-200.

MARQUES, O.A.V. 1998. Composição faunística, História Natural e ecologia de serpentes da Mata Atlântica, na região da Estação Ecológica Juréia-Itatins, São Paulo, SP. Tese de Doutorado, Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 135p.

MARQUES, O.A.V., ETEROVICK, P. & ENDO, W. 2001. Seasonal activity of snakes in the Atlantic forest in Southeastern Brazil. Amphibia-Reptilia 22(1):103-111.

MARQUES, O.A.V. & SAZIMA, I. 1997. Diet and behavior of the coral snake, Micrurus corallinus from the Atlantic Forest of Brazil. Herp. Nat. Hist. 5(1):88-93.

MARQUES, O.A.V. & SAZIMA, I. 2004. História Natural dos Répteis da Estação Ecológica Juréia-Itatins. In Estação Ecológica da Juréia-Itatins. Ambiente Físico, Flora e Fauna. (Otavio A.V. Marques & W. Duleba, orgs.). Editora Holos, Ribeirão Preto. 386p.

MARTINS, M. 1994. História Natural e ecologia de uma taxocenose de serpentes de Mata na região de Manaus, Amazônia Central, Brasil. Tese de Doutorado, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 98p.

MARTINS, M. & OLIVEIRA, E. 1998. Natural History of snakes in forests of the region of Manaus, Central Amazônia, Brazil. Herpetological Nat. Hist. 6(2):78-150.

MARTINS, M., ARAÚJO, M.S., SAWAYA, R.J. & NUNESl, R. 2001. Diversity and evolution of macrohabitat use, body size and morphology in a monophyletic group of Neotropical pitvipers (Bothrops). Journal of Zoology 254(4):529-538.

PAGLIA, A.P., DE MARCO, P., COSTA, F.M., PEREIRA, R.F., LESSA, G. 1995. Heterogeneidade estrutural e diversidade de pequenos mamíferos em um fragmento de mata secundária em Minas Gerais. Revista Brasileira de Zoologia 12(1):67-79.

PIZZATTO, L. & MARQUES, O.A.V. 2002. Reproductive biology of the false coral snake Oxyrhopus guibei (Colubridae) from Southeastern Brazil. Amphibia-Reptilia 23(4):495-504.

PONTES, J.A.L. & ROCHA, C.F.D. 2008. Serpentes da Serra do Mendanha, Rio de Janeiro, RJ: Ecologia e Conservação. 1 ed. Technical Books, Rio de Janeiro. 147p.

ROCHA, C.F.D. & VRCIBRADIC, D. 1998. Reptiles as predators and as preys in a restinga habitat of Southeastern Brazil. Ciência e Cultura 50(5):364-368.

ROCHA, C.F.D., LACERDA, P., SARMENTO, A. & MARQUES, A.M. 2000. Introduction to the snake fauna of na área of Atlantic Rainforest in Southeastern Brazil (Casimiro de Abreu, RJ). In Anais do V Simpósio Brasileiro de Ecossistemas. ACIESP, Vitória, E.S.

ROSENZWEIG, M.L. 1971. Paradox of enrichment: destabilization of exploitation ecosystems in ecological time. Science 171(3969):385-387.

ROSENZWEIG, M.L. 1996 Species diversity in space and time. Cambridge University Press, Cambridge. 436p.

SIMPSON, G.G. 1964. Species diversity of North America: Recent mammals. Systematic Zoology 13(1):57-73.

SANTOS, H.C., ROCHA, C.F.D., BERGALLO, H.G. 1998. A produtividade, diversidade e abundância da mesofauna do litter em dois segmentos de Mata Atlântica (Mata de Planície e Mata de Encosta) na Ilha do Cardoso, Cananéia, São Paulo. Anais do Seminário Regional de Ecologia (VIII):823-836.

VAN SLUYS, M., VRCIBRADIC, D., ALVES, M.A.S., BERGALLO, H.G.& ROCHA, C.F.D. 2007. Ecological parameters of the leaf-litter frog community of an Atlantic Rainforest area at Ilha Grande, Rio de Janeiro State, Brazil. Austral Ecology 32(3):254-260.

VERA y CONDE, C.F. 1995. Uso do microhabitat por *Nectomys squamipes* (Rodentia) no Parque Estadual da Ilha do Cardoso, Cananéia, SP. Dissertação de Bacharelado, Setor de Ecologia, Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 34p.

VERA y CONDE, C.F. & ROCHA, C.F.D. 2006. Habitat disturbance and small mammal richness and diversity in an Atlantic Rainforest area in Southeastern Brazil. Brazilian Journal of Biology 66(4):983-990.

VINEGAR, A. 1977. Evolutionary implicationsof temperature induced anomalies of development on snake embryos. Herpetologica 30(1):72-74.

VITT, L.J. & VANGILDER, L.D. 1983. Ecology of a snake community in northeastern Brazil. Amphibia-Reptilia 4(2-4):273-296.

ZAR, J.H. 1999. Biostatistical Analysis. 4 ed. Prentice Hall, Inc., Upper Saddle River. 663p.

Data Received 08/12/07
Revised 03/08/08
Accepted 12/08/08

Bioacústica e sítio de vocalização em taxocenoses de anuros de área aberta no noroeste paulista

Rodrigo Augusto Silva[1,4], Itamar Alves Martins[2] & Denise de Cerqueira Rossa-Feres[3]

[1]Pós Graduação em Biologia Animal, Universidade Estadual Paulista – UNESP,
Rua Cristóvão Colombo, 2265, Jardim Nazareth, CEP 15054-000, São José do Rio Preto, SP, Brasil
[2]Laboratório de Zoologia, Instituto Básico de Biociências, Campus Bom Conselho,
Universidade de Taubaté – UNITAU,
Av. Tiradentes, 500, Taubaté, SP, Brasil, e-mail: istama@uol.com.br
[3]Departamento de Zoologia e Botânica, Universidade Estadual Paulista – UNESP,
Rua Cristóvão Colombo, 2265, Jardim Nazareth, CEP 15054-000,
São José do Rio Preto, SP, Brasil, e-mail: denise@ibilce.unesp.br
[4]Autor para correspondência: Rodrigo Augusto Silva, e-mail: silva7554@yahoo.com.br

SILVA, R.A., MARTINS, I.A. & ROSSA-FERES, D.C. 2008. **Bioacoustics and calling site in anuran assemblages of open area in the northwest of São Paulo State, Brazil**. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?article+bn01608032008.

Abstract: The calling site and the acoustic parameters of the advertisement call were determined for 18 anuran species in six ponds in the northwest region of São Paulo State. The dominant frequency of the advertisement call was positively correlated with the CRC of the species: small size species vocalized in a higher frequency, whereas larger species vocalized in a lower frequency. The similarity in the spectral and temporal parameters of the advertisement call was high among 94% of the recorded species. The similarity on calling site was low; only 22% of species presented high overlap, in spite of about a half of the species have been generalist in calling site use. Analysing simultaneously the similarity on calling site, habitat and advertisement call parameters, the proportion of species with high overlap decreased from 94 to 11%, corresponding to the overlap between a single pair of species: *Dendropsophus elianeae* and *D. minutus*. The species that overlap in calling site presented segregation in acoustic parameters, and those that overlap in acoustic parameters tended to partition the calling site. This result suggests the occurrence of niche complementarity, since species that occupied a similar position in one dimension tended to differ in another dimension. The structural homogeneity of ponds, the climatic severity of the region and the high degree of habitat loss restrict the abundance of population and the species richness of the anuran assemblages. The low overlap on the calling site is probably associated with the insaturation of the sampled communities.
Keywords: *community ecology, ecological niche, resource partitioning, advertisement call, spatial distribution, anurofauna.*

SILVA, R.A., MARTINS, I.A. & ROSSA-FERES, D.C. 2008. **Bioacústica e sítio de vocalização em taxocenoses de anuros de área aberta no noroeste paulista**. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?article+bn01608032008.

Resumo: O sítio de vocalização e os parâmetros acústicos do canto de anúncio foram determinados para 18 espécies de anuros em seis corpos d'água na região noroeste paulista. A freqüência dominante do canto de anúncio foi positivamente correlacionada com o CRC das espécies: as espécies pequenas vocalizaram em uma freqüência mais alta e as maiores vocalizaram em uma freqüência mais baixa. A similaridade nos parâmetros espectrais e temporais do canto de anúncio foi alta entre 94% das espécies registradas. A similaridade no uso do sítio de vocalização foi baixa, apenas 22% das espécies apresentaram alta sobreposição, apesar de cerca de metade das espécies terem sido generalistas no uso de sítio de vocalização. Analisando conjuntamente a similaridade no uso de sítio de vocalização, no hábitat e nos parâmetros do canto de anúncio, a proporção de espécies com alta sobreposição diminui de 94% para 11%, correspondente à sobreposição entre um único par de espécies: *Dendropsophus elianeae* e *D. minutus*. Espécies com sobreposição no sítio de vocalização apresentaram segregação nos parâmetros acústicos e, espécies com sobreposição nos parâmetros acústicos tenderam a partilhar sítio de vocalização. Esse resultado sugere a ocorrência de complementaridade de nicho, pois as espécies que ocuparam uma posição similar em uma dimensão tenderam a diferir em outra dimensão. A homogeneidade estrutural dos corpos d'água, a severidade climática da região e o elevado grau de conversão do ambiente natural em áreas de cultivo limitam a abundância das populações e a riqueza de espécies. A baixa sobreposição no sítio de vocalização está, provavelmente, associada a insaturação das comunidades amostradas.
Palavras-chave: *ecologia de comunidade, nicho ecológico, partilha de recursos, canto de anúncio, distribuição*

espacial, anurofauna.

Introdução

Diferenciação de nicho é a explicação convencional em ecologia de comunidades para compreender a coexistência de espécies (Pianka 1973, Tilman 1982). Apesar de vários estudos criticarem o modelo de equilíbrio em comunidades (e.g., Strong 1982, Strong et al. 1984, Wiens et al. 1986, Eterovick & Barros 2003) alguns artigos recentes têm demonstrado coexistência baseada em diferenciação de nicho (e.g., Elliot & Mariscal 2001, Menin et al. 2005, Verburg & Bills 2007), inclusive entre espécies crípticas (Nicholls & Racey 2006, Wellborn & Cothran 2007).

Entre os vários aspectos do comportamento de anuros, a comunicação sonora é especialmente importante na biologia reprodutiva e no comportamento social deste grupo (Salthe & Mecham 1974). A vocalização tem um papel importante nas agregações reprodutivas, mantendo o espaçamento entre os machos e atraindo fêmeas (e.g., Gerhardt 1994, Ryan 2001). O canto de anúncio é a vocalização mais freqüentemente emitida pelos machos (Wells 1977), pois contém informações espectrais e/ou temporais importantes para o reconhecimento específico (Gerhardt 1983, Ryan 1985, Cocroft & Ryan 1995), e apresenta adaptações que evitam ou minimizam a interferência acústica na comunicação (Grafe 1996, Martins & Jim 2003, 2004, Martins et al. 2006), permitindo a coexistência de várias espécies no mesmo ambiente (Duellman & Pyles 1983, Cardoso & Viellard 1990, Márquez et al. 1993, Bastos & Haddad 1995, Viellard & Cardoso 1996, Martins & Jim 2003, 2004 e Martins et al. 2006). Do ponto de vista da comunidade, a análise da vocalização indica que as espécies simpátricas vocalizam com diferenças significantes e com pequena sobreposição nos parâmetros acústicos (Duellman 1967, Hödl 1977, Cardoso & Viellard 1990), embora este padrão nem sempre seja encontrado (Chek et al. 2003).

O grau de partilha do sítio de vocalização é variável e parece estar associado à fisionomia vegetal ao redor do corpo d'água, comumente sendo registrado partilha entre espécies florestais (Heyer et al. 1990, Haddad & Sazima 1992, Pombal & Gordo 2004) e sobreposição entre espécies de áreas abertas (Cardoso et al. 1989, Pombal 1997, Rossa-Feres & Jim 2001). Entretanto, esse padrão não é uma generalização, pois partilha de sítio de vocalização também foi registrada em comunidades de anuros de áreas abertas (Nascimento et al. 1994, Eterovick & Sazima 2000). Além disso, em comunidades neotropicais pode ocorrer sobreposição parcial, ocorrendo partilha apenas em um ou poucos descritores do sítio de vocalização (Heyer et al. 1990, Rossa-Feres & Jim 2001), de modo que sobreposição total parece ser rara.

Nesse estudo, determinamos o grau de sobreposição no uso de sítio de vocalização e no espaço acústico entre as espécies de seis corpos d'água em área de pastagem, procurando responder as seguintes questões: o grau de sobreposição entre as espécies que vocalizam empoleiradas é diferente do registrado entre as espécies que vocalizam sobre o solo? Há alguma relação entre o grau de sobreposição no uso de sítio de vocalização e a sobreposição no espaço acústico?

Material e Métodos

1. Ambiente estudado e metodologia

O estudo foi desenvolvido no município de Icém (20° 20' 31" S e 49° 11' 42" W – 449 m altitude), região noroeste do Estado de São Paulo. Segundo dados da Divisão Regional Agrícola (DIRA) de São José do Rio Preto, SP, o clima desta região é do tipo Cwa-Aw de Köppen, caracterizado por uma estação quente e úmida no verão e outra fria e seca no inverno. O início da estação chuvosa (setembro a março) varia conforme os anos (Rossa-Feres & Jim 2001) e recebe 85% da precipitação pluviométrica anual, enquanto a estação fria e seca (abril a agosto) recebe apenas 15% da precipitação pluviométrica anual, que varia de 1100 a 1250 mm (±250 mm) (Barcha & Arid 1971). A vegetação original desta região, composta por Floresta Estacional Semidecidual e manchas de Cerrado (Ab'Saber 2003), foi intensamente devastada em função do solo propício à agricultura, restando pequenos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual espalhados em sua área de ocorrência natural (São Paulo 2000).

Foram amostrados seis corpos d'água com características estruturais e fisionômicas diferentes: quatro açudes permanentes (AP1 - AP4, Figura 1) e dois brejos, um permanente (BP, Figura 1) e um temporário (BT, Figura 1), distantes entre si de 25 a 4000 m. As amostragens foram realizadas quinzenalmente na estação chuvosa, entre setembro de 2004 e maio de 2005 e mensalmente na estação seca, entre junho e agosto de 2005, entre 17 horas e, no máximo, 24 horas, sendo que a seqüência de amostragem nos corpos d'água diferiu a cada visita. A abundância de cada espécie foi estimada pelo método de levantamento visual e auditivo (sensu Crump & Scott 1994), contabilizando todos os indivíduos em atividade de vocalização, durante o percurso do perímetro dos corpos d'água.

O canto de anúncio de cada espécie foi registrado com gravador profissional Marantz PMD 222, acoplado a um microfone semidirecional Sennheiser ME 66, posicionado a uma distância de 0,5 a 1,5 m do indivíduo vocalizante. Todas as vocalizações registradas foram editadas e arquivadas em mídia com formato "Windows PCM" e com taxa de amostragem de 44.100 Hz e 16 bits por amostra no padrão mono. Foram produzidos três tipos de gráficos para a análise da estrutura sonora: 1) sonogramas, com escala de freqüência entre 0 e 10.000 Hz e escala de tempo em segundos; 2) oscilogramas, que representam a intensidade (dB) do som ao longo do tempo; e 3) espectro de potência. Para analisar a estrutura de cada canto foram utilizadas cinco diferentes características do canto de anúncio: faixa de freqüência de emissão, freqüência dominante e/ou fundamental, duração das notas, estrutura das notas (pulsionadas, multipulsionadas, simples, com harmônicos) e taxa de repetição. As análises bioacústicas foram realizadas usando o programa CoolEdit 96 (Syntryllium Software Corporation), com freqüência de amostragem de 20.050 Hz. Foi utilizado filtro de 256 bandas e, quando necessário, a opção de 1024 bandas.

O sítio de vocalização de cada macho foi caracterizado pelos seguintes descritores: 1) altura em relação à superfície da água ou do solo, para as espécies cujos machos vocalizam empoleirados; 2) profundidade da coluna d'água, para as espécies que vocalizam flutuando na água; e 3) distância do sítio de vocalização até a margem mais próxima, interna ou externamente ao corpo d'água.

Para cada exemplar cujo canto foi gravado, o comprimento rostro-cloacal (CRC) foi determinado com paquímetro de precisão de 0,01 mm.

2. Análises estatísticas

Para analisar e interpretar o uso do espaço acústico foi utilizado o programa computacional Statistica versão 5.0, construindo os gráficos Box-Plot com dados espectrais (faixa de freqüência e a freqüência dominante) e temporais (duração da nota de cada espécie registrada). Para as espécies com canto de anúncio composto, na análise de freqüência foram consideradas apenas as notas introdutórias do canto, as quais correspondem ao canto de anúncio simples (Duellman 1970, Wells 1977, Ryan 1985, Gerhardt 1988, 1991). A amplitude de nicho para sítio de vocalização foi determinada pelo índice de Levins padronizado (B_A; Krebs 1999), para as dimensões distância da margem (para todas as espécies registradas) e altura de

Figura 1. Corpos d'água amostrados no município de Icém, SP. AP = açudes permanentes, BT = brejo temporário, e BP = brejo permanente.

Figure 1. Water bodies sampled at the municipality of Icém, SP. AP = Permanent water bodies, BT = temporary swamp, BP = and permanent swamp.

empoleiramento (para os hilídeos). As espécies foram consideradas generalistas para distância da margem quando $B_A \geq 0{,}10$, e para altura de empoleiramento quando $B_A \geq 0{,}06$.

A influência do tamanho do anuro na freqüência dominante do canto foi verificada por análise de regressão linear. Para esta análise, foram consideradas de pequeno porte as espécies cujos machos apresentaram CRC inferior a 30 mm, de porte médio as espécies com CRC entre 30 e 60 mm e, de porte grande aquelas cujos machos apresentaram CRC superior a 60 mm.

O grau de sobreposição das espécies no uso do espaço físico e acústico foi determinado para o conjunto total de espécies da área amostrada, e para os seguintes conjuntos de dados: i) informações

espectrais (faixa de freqüência e freqüência dominante) e temporais (taxa de repetição e duração da nota) do canto, ii) sítio de vocalização (altura de empoleiramento ou profundidade da coluna d'água e distância da margem), iii) conjuntamente para os descritores do sítio de vocalização e informações espectrais do canto de anúncio, e iv) conjuntamente para os descritores do sítio de vocalização, os valores de freqüência dominante e ocupação de hábitat (corpos d'água). Os valores espectrais e temporais do canto de anúncio foram $\log_{10}$ (x + 1) transformados. Os agrupamentos de espécies foram definidos considerando o valor mínimo de 70% de similaridade. As análises foram realizadas no programa computacional Past (versão 1.49: Hammer et al. 2001), utilizando o índice de similaridade de Bray-Curtis e o método de média não ponderada para a análise de agrupamento (Krebs 1999).

Resultados

Foram registradas 18 espécies pertencentes a nove gêneros de cinco famílias (Tabela 1), cujos cantos de anúncio apresentaram grande amplitude para os dados espectrais e temporais (Tabela 2). A maioria das espécies emitiu canto de anúncio simples, exceto *Dendropsophus minutus* e *Hypsiboas albopunctatus* que emitiram canto composto (dois ou mais tipos de notas). Machos das espécies que vocalizaram empoleiradas apresentaram notas pulsionadas e multipulsionadas e os das espécies que vocalizaram apoiadas sobre o solo ou flutuando na superfície da água emitiram, ainda, cantos com notas apresentando estrutura harmônica (Tabela 2).

Na análise do espaço acústico, *Physalaemus cuvieri, P. centralis, Eupemphix nattereri* e *Scinax fuscovarius*, anuros que vocalizaram sobre o solo e *Dendropsophus minutus* e *Scinax fuscomarginatus*, que vocalizaram empoleirados, ocuparam os mesmos espaços acústicos, utilizando faixas de freqüências semelhantes (Figura 2). Entretanto, a estrutura temporal (duração das notas) diferiu entre essas espécies, permitindo assim a comunicação e minimizando a interferência sonora neste espaço acústico (Figura 3).

Foi possível perceber dois grupos de espécies com baixa sobreposição em relação às características do canto de anúncio (Figuras 4 e 5): i) espécies que vocalizaram em uma faixa de freqüência preponderantemente acima de 3.000 Hz (*Leptodactylus furnarius*, *Pseudopaludicola* aff. *falcipes*, *P. mystacalis, Elachistocleis bicolor, Dendropsophus nanus, D. minutus, D. elianeae* e *Scinax fuscomarginatus*), sendo que as quatro primeiras vocalizaram apoiadas sobre o solo e as demais empoleiradas; e ii) espécies que vocalizaram predominantemente em uma faixa de freqüência abaixo de 3.000 Hz (*Leptodactylus fuscus*, *L. labyrinthicus*, *L. podicipinus*, *Physalaemus cuvieri*, *P. centralis, Eupemphix nattereri, Rhinella schneideri, Scinax fuscovarius, S. similis* e *Hypsiboas albopunctatus*), sendo que apenas as duas últimas vocalizaram empoleiradas. Quatro espécies apresentaram cantos com notas harmônicas, seis espécies com notas pulsionadas e seis espécies com notas multipulsionadas. Somente duas espécies apresentaram canto composto (Figuras 5 e 6).

A freqüência dominante do canto de anúncio foi positivamente correlacionada com o comprimento rostro-cloacal das espécies (Figura 6; $r^2 = 0,36$ e $p = 0,009$). As espécies de pequeno porte vocalizaram em uma freqüência mais alta, enquanto que as espécies de maior porte vocalizaram em uma freqüência mais baixa. *Physalaemus cuvieri* é representada pelo ponto mais afastado abaixo da linha de correlação, sendo uma espécie de pequeno porte que utilizou uma faixa de freqüência baixa, enquanto *L. furnarius*, espécie de porte médio, utilizou uma faixa de freqüência alta (Figuras 4 a 6). Correspondendo a isso, a análise de similaridade dos dados espectrais do canto de anúncio (faixa de freqüência e freqüência dominante) de todas as espécies registradas agrupou separadamente as espécies de pequeno e médio porte (Figura 7a). *Leptodactylus labyrhinthicus* não foi incluída em nenhum agrupamento, sendo a espécie com o maior comprimento corporal. Para as informações temporais do canto de anúncio também houve alta sobreposição entre as espécies para duração e taxa de repetição da nota (Figura 7b), sendo que apenas *Elachistocleis bicolor* não foi incluída em nenhum agrupamento. Analisando conjuntamente os parâmetros espectrais e temporais do

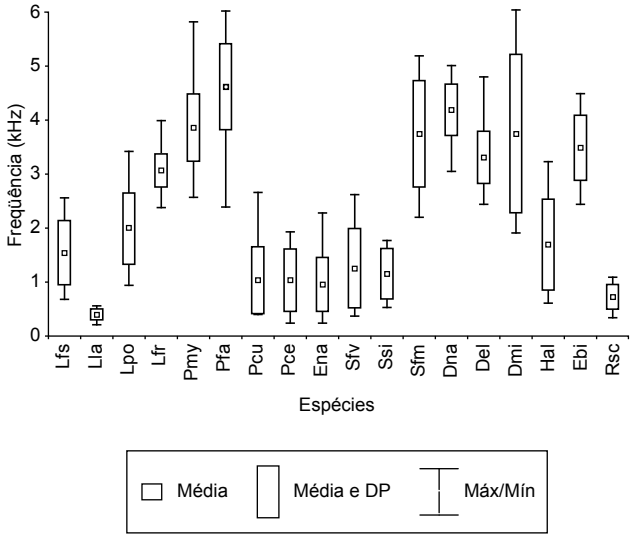


Figura 2. Faixas de freqüência do canto de anúncio das espécies registradas nos corpos d'água amostrados, entre setembro de 2004 e agosto de 2005, no município de Icém, São Paulo.

Figure 2. Frequency bands of advertisement call of species recorded in the ponds sampled, between September 2004 and August 2005, at the municipality of the Icém, São Paulo.

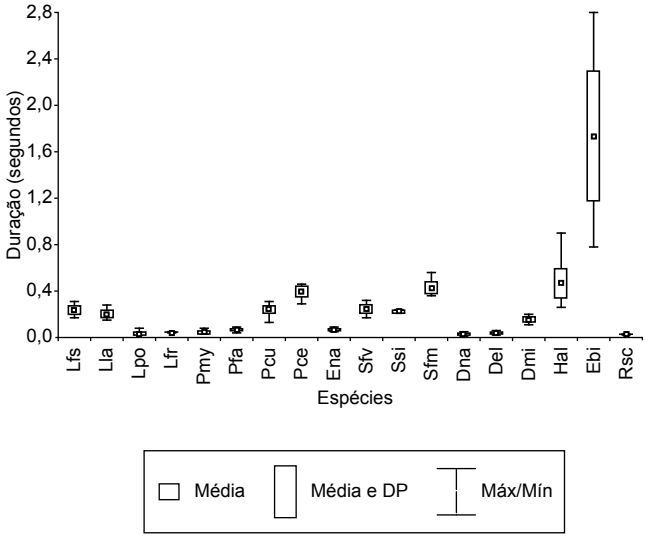


Figura 3. Duração da nota do canto de anúncio das espécies registradas nos corpos d'água amostrados, entre setembro de 2004 e agosto de 2005, no município de Icém, São Paulo.

Figure 3. Duration of advertisement call note of the species recorded in the ponds sampled, between September 2004 and August 2005, at the municipality of the Icém, São Paulo.

Tabela 1. Ocorrência de adultos das 18 espécies de anuros registrados de setembro de 2004 a agosto de 2005, nos seis corpos d'água amostrados, no município de Icém, São Paulo. Lfs – *Leptodactylus fuscus*, Lla – *L. labyrinthicus*, Lpo – *L. podicipinus*, Lfr – *L. furnarius*, Pmy – *Pseudopaludicola mystacalis*, Pfa – *P.* aff. *falcipes*, Pcu – *Physalaemus cuvieri*, Pce – *P. centralis*, Ena – *Eupemphix nattereri*, Sfv – *Scinax fuscovarius*, Ssi – *S. similis*, Sfm – *S. fuscomarginatus*, Dna – *Dendropsophus nanus*, Del – *D. elianeae*, Dmi – *D. minutus*, Hal – *Hypsiboas albopunctatus*, Ebi – *Elachistocleis bicolor* e Rsc – *Rhinella schneideri*.

Table 1. Occurrence of adults of eighteen anuran species recorded from September 2004 through August 2005, in the six ponds sampled, at the municipality of the Icém, São Paulo. Lfs – *Leptodactylus fuscus*, Lla – *L. labyrinthicus*, Lpo – *L. podicipinus*, Lfr – *L. furnarius*, Pmy – *Pseudopaludicola mystacalis*, Pfa – *P.* aff. *falcipes*, Pcu – *Physalaemus cuvieri*, Pce – *P. centralis*, Ena – *Eupemphix nattereri*, Sfv – *Scinax fuscovarius*, Ssi – *S. similis*, Sfm – *S. fuscomarginatus*, Dna – *Dendropsophus nanus*, Del – *D. elianeae*, Dmi – *D. minutus*, Hal – *Hypsiboas albopunctatus*, Ebi – *Elachistocleis bicolor* e Rsc – *Rhinella schneideri*.

	Corpos de água					
	AP1	**AP2**	**AP3**	**BP**	**BT**	**AP4**
Leptodactylus furnarius Sazima & Bokermann, 1978	-	-	-	-	x	-
L. fuscus (Schneider 1799)	x	x	x	x	-	-
L. labyrinthicus (Spix 1824)	x	x	-	-	-	-
L. podicipinus (Cope 1826)	x	x	x	x	-	x
P. seudopaludicola aff. *falcipes* (Hensel 1867)	x	x	x	x	x	x
P. mystacalis (Cope 1887)	-	x	-	-	x	x
Physalaemus centralis Bokermann, 1962	-	x	-	-	-	-
P. cuvieri Fitzinger, 1826	x	x	x	x	-	x
Eupemphix nattereri Steindachner, 1863	x	-	x	x	-	-
Scinax fuscomarginatus (Lutz 1925)	-	x	-	-	-	-
S. fuscovarius (Lutz 1925)	x	-	-	-	-	-
S. similis (Cochran 1952)	-	x	-	-	-	-
Dendropsophus elianeae (Napoli & Caramaschi 2000)	x	x	x	-	x	x
D. nanus (Boulenger 1889)	x	x	x	x	-	-
D. minutus (Peters 1872)	-	-	x	-	x	x
Hypsiboas albopunctatus (Spix 1824)	x	x	x	x	x	x
Elachistocleis bicolor (Guérin-Méneville 1838)	-	x	x	x	x	
Rhinella schneideri (Werner 1894)	x	-	-	-	-	-
Riqueza	11	13	10	8	7	7

canto de anúncio, a similaridade continuou alta, com 94% das espécies com alta sobreposição e apenas *Elachistocleis bicolor* segregada de todas as demais espécies (Figura 7c).

A similaridade no canto de anúncio em cada corpo d'água também foi alta, pois entre 66% e 100% das espécies de cada corpo d'água apresentaram alta sobreposição, com exceção das espécies dos corpos d'água AP1 e AP3 que partilharam, respectivamente, parâmetros espectrais (Tabela 4) e temporais (Tabela 5) do canto de anúncio. As espécies de Leptodactylidae e Leiuperidae apresentaram maior sobreposição para valores temporais e espectrais do canto de anúncio (43% a 80%, Tabelas 4 e 5) que as espécies de Hylidae, apresentando baixa sobreposição em relação aos valores do canto de anúncio (16% a 57%; Tabelas 4 e 5).

Foi determinado o sítio de vocalização dos machos de 18 espécies. Metade das espécies vocalizou sobre o solo e as demais vocalizaram empoleiradas. Cerca de 11% das espécies vocalizaram somente no interior do corpo d'água, 11% somente na margem do corpo d'água, e as demais espécies vocalizaram em ambos os microambientes (Tabela 3). Das 18 espécies registradas, metade foram generalistas e metade especialistas para distância da margem. Das nove espécies que vocalizaram apoiadas no solo ou flutuando na superfície da água (Leptodactylidae e Leiuperidae), 55% foram generalistas para distância da margem e, das sete espécies que vocalizaram empoleiradas (Hylidae), 42% foram generalistas para a altura de empoleiramento. Apenas *Dendropsophus nanus* e *D. elianeae* (Hylidae) foram generalistas para os dois descritores do sítio de vocalização (Tabela 3).

A similaridade no uso do sítio de vocalização em cada corpo d'água foi baixa, sem sobreposição ou com, no máximo, sobreposição entre 33% das espécies em cada corpo d'água (Tabela 6) Entretanto, considerando separadamente as espécies que vocalizaram empoleiradas (Hylidae) e as que vocalizaram no solo ou flutuando na superfície da água (as das demais famílias) percebe-se dois padrões: partilha completa em todos os corpos d'água para os hilídeos e sobreposição entre todas as espécies terrestres em três dos seis corpos d'água amostrados (Tabela 6). Considerando as espécies registradas no conjunto dos seis corpos d'água amostrados, são evidenciados dois agrupamentos de espécies com alta sobreposição no sítio de vocalização, representando 22% do total de espécies (Figura 8a): (1) *L. furnarius* e *E. bicolor* que vocalizaram apoiados no solo na parte interna do corpo d'água, e (2) *R. schneideri* e *P. centralis*, que vocalizaram apoiados no solo ocupando a parte interna e externa do corpo d'água (Figura 8a).

Quando as características de sítio de vocalização são acrescentadas à matriz com os parâmetros do canto de anúncio (Figura 8b), o grau de sobreposição entre as espécies diminui, sendo evidenciados apenas um agrupamento (*Dendropsophus elianeae* e *D. minutus*), representando 11% das espécies registradas (Figura 8b). Este agrupamento é mantido quando, a esta última análise, se acrescenta o hábitat (corpo d'água) utilizado pelas espécies (Tabela 1, Figura 8c). As espécies com alta sobreposição no sítio de vocalização (*L. furnarius – E. bicolor*; *P. centralis – R. schneideri*) diferiram quanto aos parâmetros do canto de anúncio (Figuras 7 e 8a). O único

Tabela 2. Faixa de freqüência (FF) (médias das faixas de freqüências mínimas e máximas, desvio padrão e a amplitude), freqüência dominante (FD) (média, desvio padrão e amplitude), estrutura da nota (S = simples, C = composta, P = pulsionada, M = multipulsionada, H = harmônicos), taxa de repetição (média, desvio padrão e amplitude) dos cantos de anúncio e comprimento rostro-cloacal (CRC) (média e desvio padrão) das espécies de anuros registrados de setembro de 2004 a agosto de 2005, nos corpos d'água amostrados, no município de Icém, São Paulo. Lfs – *Leptodactylus fuscus*, Lla – *L. labyrinthicus*, Lpo – *L. podicipinus*, Lfr – *L. furnarius*, Pmy – *Pseudopaludicola mystacalis*, Pfa – *P.* aff. *falcipes*, Pcu – *Physalaemus cuvieri*, Pce – *P. centralis*, Ena – *Eupemphix nattereri*, Sfv – *Scinax fuscovarius*, Ssi – *S. similis*, Sfm – *S. fuscomarginatus*, Dna – *Dendropsophus nanus*, Del – *D. elianeae*, Dmi – *D. minutus*, Hal – *Hypsiboas albopunctatus*, Ebi – *Elachistocleis bicolor* e Rsc – *Rhinella schneideri*.

Table 2. Frequency band (FF) (mean of minimum and maximum frequency bands, standard deviation and amplitude), dominant frequency (FD) (mean, standard deviation and amplitude), note structure (S = simple, C = compound, P = pulsated, M = multipulsated, H = harmonics), repetition rate (mean, standard deviation and amplitude) of advertisement calls and the rostrum-cloacal length (CRC) (mean and standard deviation) of anuran species recorded from September 2004 and August 2005, in the ponds sampled, at the municipality of the Icém, São Paulo. Lfs – *Leptodactylus fuscus*, Lla – *L. labyrinthicus*, Lpo – *L. podicipinus*, Lfr – *L. furnarius*, Pmy – *Pseudopaludicola mystacalis*, Pfa – *P.* aff. *falcipes*, Pcu – *Physalaemus cuvieri*, Pce – *P. centralis*, Ena – *Eupemphix nattereri*, Sfv – *Scinax fuscovarius*, Ssi – *S. similis*, Sfm – *S. fuscomarginatus*, Dna – *Dendropsophus nanus*, Del – *D. elianeae*, Dmi – *D. minutus*, Hal – *Hypsiboas albopunctatus*, Ebi – *Elachistocleis bicolor* e Rsc – *Rhinella schneideri*.

	FF (KHz)	**FD (KHz)**	**Estr. Nota**	**D. nota (por segundo)**	**Taxa Rep (por minuto)**	**CRC (mm)**
Lfs	0,84-2,27 ± 0,11	1,51 ± 0,12	S/P/H	0,23 ± 0,04	43,43 ± 18,86	46,6 ± 3,63
	(0,68-2,56)	(1,15-1,78)		(0,17-0,31)	(15,67-59,05)	(42,8-50,5)
Lla	0,26-0,50 ± 0,02	0,43 ± 0,02	S/P/H	0,2 ± 0,03	44,74 ± 20,42	148,73 ± 15,82
	(0,21-0,56)	(0,37-0,49)		(0,15-0,28)	(16,03-70,22)	(128-168)
Lpo	1,27-2,71 ± 0,25	1,97 ± 0,45	S/P	0,03 ± 0,01	51,16 ± 100,16	42,19 ± 1,61
	(0,94-3,42)	(1,47-2,8)		(0,02-0,09)	(14,98-277,28)	(39,3-44,7)
Lfr	2,7-3,37 ± 0,21	3,13 ± 0,09	S/P	0,04 ± 0,001	288,68 ± 80,2	35,38 ± 2,9
	(2,38-3,55)	(3-3,31)		(0,04-0,05)	(128,56-377,66)	(30,3-38,7)
Pmy	3,11-4,81 ± 3,33	3,94 ± 0,24	S/P	0,04 ± 0,01	993,33 ± 219,73	16,5 ± 3,5
	(2,57-5,82)	(2,69-4,39)		(0,03-0,08)	(609,32-1414,92)	(12-21,3)
Pfa	3,62-5,39 ± 0,32	4,84 ± 0,26	S/M	0,07 ± 0,01	399,33 ± 71,56	15,19 ± 1,84
	(2,39-6,02)	(4,01-5,93)		(0,04-0,12)	(250,3-488,52)	(12-18,1)
Pcu	0,52-1,81 ± 0,3	0,68 ± 0,07	S/M/H	0,24 ± 0,04	91,63 ± 14,38	30,39 ± 3,31
	(0,34-2,54)	(0,53-0,85)		(0,13-0,47)	(65,96-129,49)	(21,85-34)
Pce	0,37-1,71 ± 0,13	1,02 ± 0,27	S/M	0,39 ± 0,04	59,22 ± 11,65	38,15 ± 2,59
	(0,24-1,93)	(0,72-1,43)		(0,29-0,52)	(41,01-76,28)	(36,4-42)
Ena	0,53-1,62 ± 0,25	0,71 ± 0,04	S/M/H	0,07 ± 0,01	178,27 ± 50,25	39,91 ± 1,4
	(0,24-2,28)	(0,65-0,8)		(0,05-0,09)	(122,49-294,12)	(37,3-42,7)
Sfv	0,59-2,26 ± 0,19	0,91 ± 0,05	S/M	0,25 ± 0,04	78,96 ± 36,89	44,42 ± 1,1
	(0,37-2,62)	(0,86-1,07)		(0,17-0,32)	(37,34-131,3)	(43,3-45,6)
Ssi	0,7-1,76 ± 0,16	1,0 ± 0,01	S/M	0,22 ± 0,01	59,7	37,5
	(0,53-1,77)	(0,98-1,01)		(0,21-0,24)	-	-
Sfm	2,56-4,95 ± 0,18	3,72 ± 0,11	S/M	0,42 ± 0,05	53,6 ± 16,44	24,67 ± 2,08
	(2,2-5,19)	(3,41-3,94)		(0,36-0,56)	(22,85-66,69)	(24-27)
Dna	3,63-4,68 ± 0,3	4,26 ± 0,15	S/P	0,03 ± 0,01	283,55 ± 108,35	20,88 ± 1,62
	(3,05-5,01)	(3,98-4,61)		(0,01-0,05)	(57,62-437,78)	(18,8-23,3)
Del	2,78-3,78 ± 0,31	3,35 ± 0,27	S/P	0,04 ± 0,01	102,69 ± 60,17	24,65 ± 2,28
	(2,44-4,73)	(3,04-4,8)		(0,02-0,06)	(25,9-236,31)	(20-27)
Dmi	2,38-5,56 ± 0,18	3,29 ± 1,0	C/M	0,15 ± 0,03	50,91 ± 59,49	22,09 ± 2,43
	(1,91-6,04)	(2,45-5,02)		(0,07-0,2)	(12,58-208)	(17,7-28,5)
Hal	0,9-2,75 ± 0,26	1,18 ± 0,13	C/M	0,47 ± 0,13	46,22 ± 30,51	45,22 ± 3,25
	(0,61-3,23)	(0,98-1,75)		(0,26-0,9)	(5,59-98,89)	(40,5-54)
Ebi	2,74-4,17 ± 0,19	3,54 ± 0,16	S/M	1,73 ± 0,56	6,97 ± 1,88	30,12 ± 2,07
	(2,44-4,49)	(3,27-3,86)		(0,78-2,8)	(5,1-9,8)	(28-33,4)
Rsc	0,44-0,92 ± 0,05	0,79 ± 0,05	S/P	0,03 ± 0,004	873,13 ± 54,3	124,75 ± 6,8
	(0,37-1,11)	(0,69-0,87)		(0,02-0,03)	(794,85-928,79)	(118-132)

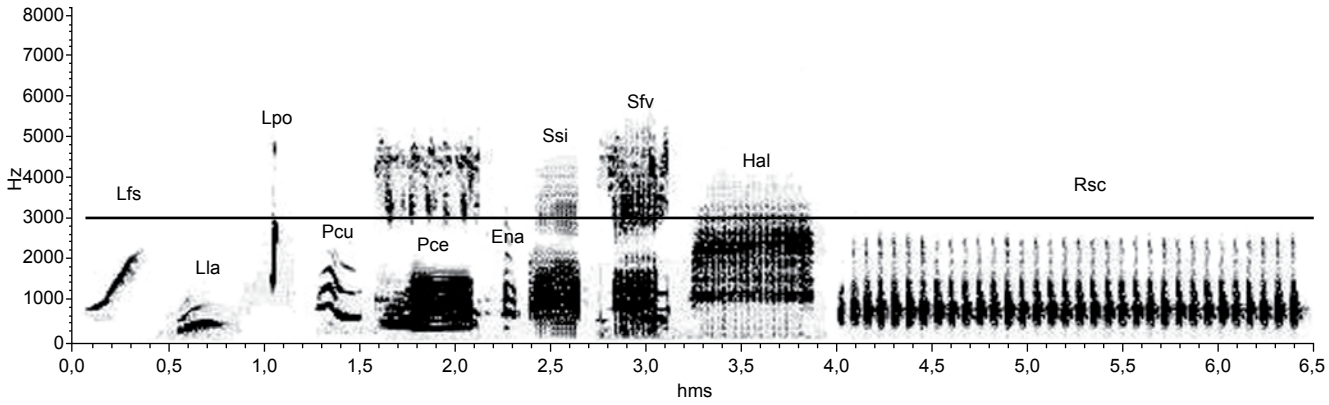


Figura 4. Estrutura das notas (sonogramas) do canto de anúncio de dez espécies, registradas nos corpos d'água amostrados em Icém, São Paulo, que vocalizam abaixo de 3 kHz. Lfs = *L. fuscus*, Lla = *L. labyrinthicus*, Lpo = *L. podicipinus*, Pcu = *P. cuvieri*, Pce = *P. centralis*, Ena = *E. nattereri*, Ssi = *S. similis*, Sfv = *S. fuscovarius*, Hal = *H. albopunctatus* e Rsc = *R. schneideri*.

Figure 4. Notes structure (sonograms) of advertisement call of ten species recorded in the ponds sampled at Icém, São Paulo, that vocalize below 3 kHz. Lfs = *L. fuscus*, Lla = *L. labyrinthicus*, Lpo = *L. podicipinus*, Pcu = *P. cuvieri*, Pce = *P. centralis*, Ena = *E. nattereri*, Ssi = *S. similis*, Sfv = *S. fuscovarius*, Hal = *H. albopunctatus* e Rsc = *R. schneideri*.

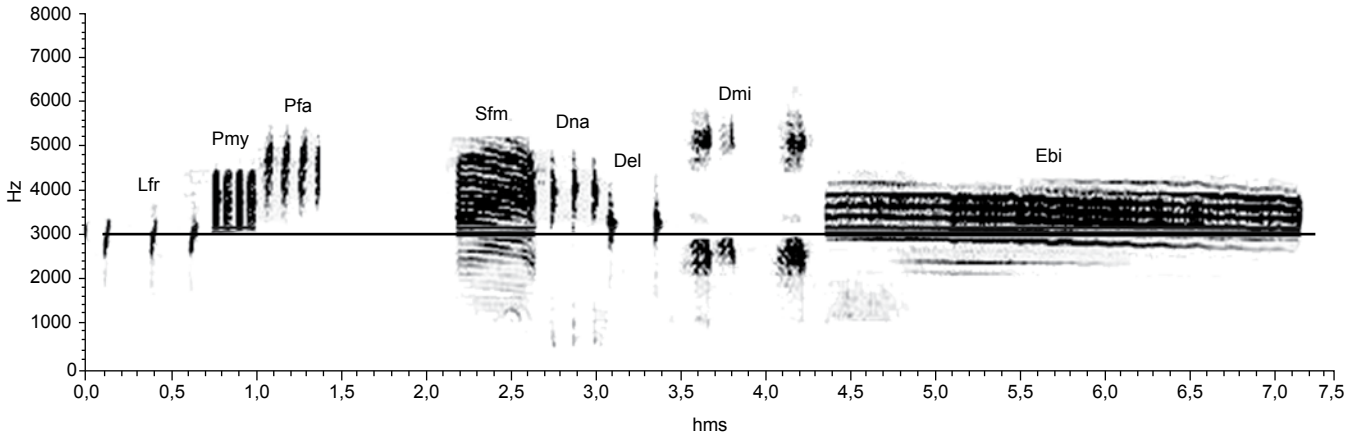


Figura 5 . Estrutura das notas (sonogramas) do canto de anúncio de oito espécies registradas nos corpos d'água amostrados em Icém, São Paulo, que vocalizam ou tem faixa de freqüência dominante acima de 3 kHz. Lfr = *L. furnarius*, Pmy = *P. mystacalis*, Pfa = *Pseudopaludicola* aff. *falcipes*, Sfm = *S. fuscomarginatus*, Dna = *D. nanus*, Del = *D. elianeae*, Dmi = *D. minutus*, Ebi = *E. bicolor*.

Figure 5. Notes structure (sonograms) of advertisement call of eight species recorded in the ponds sampled at Icém, São Paulo, that vocalize or have dominant frequency band above 3 kHz. Lfr = *L. furnarius*, Pmy = *P. mystacalis*, Pfa = *Pseudopaludicola* aff. *falcipes*, Sfm = *S. fuscomarginatus*, Dna = *D. nanus*, Del = *D. elianeae*, Dmi = *D. minutus*, Ebi = *E. bicolor*.

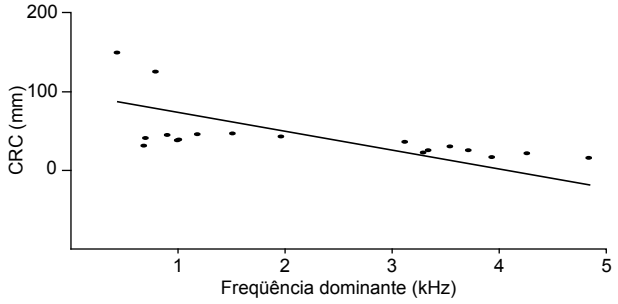


Figura 6. Correlação entre o comprimento rostro-cloacal (CRC) e a freqüência dominante das espécies registradas, entre setembro de 2004 e agosto de 2005, no município de Icém, São Paulo.

Figure 6. Correlation between the rostrum-cloacal length CRC and the dominant frequency of species recorded, between September 2004 and August 2005, at the municipality of the Icém, São Paulo.

par de espécies com sobreposição nos parâmetros acústicos e no uso de hábitat (*D. elianeae* e *D. minutus*) diferiu no sítio de vocalização (Figuras 7 e 8).

Discussão

A vocalização dos anuros, especialmente o canto de anúncio emitido por machos durante o período reprodutivo, é muito importante na sistemática do grupo (Wells 1977). O canto de anúncio é um sinal específico que as fêmeas utilizam para distinguir os machos co-específicos e, assim, formar casais reprodutores (Ryan & Rand 1993), e pode ser constituído por notas simples, por uma série de notas idênticas ou por uma combinação de um ou mais grupos de notas com diferentes propriedades acústicas (Duellman 1970). Todas as espécies analisadas neste estudo emitiram canto de anúncio e a estrutura física das vocalizações diferiu consideravelmente entre as espécies.

Tabela 3. Abundância e amplitude de nicho dos machos das 18 espécies registradas, entre setembro de 2004 e agosto de 2005 no município de Icém, Estado de São Paulo, nas categorias do sítio de vocalização: distância até a margem mais próxima, altura de empoleiramento e profundidade da coluna d'água. Lfs – *Leptodactylus fuscus*, Lla – *L. labyrinthicus*, Lpo – *L. podicipinus*, Lfr – *L. furnarius*, Pfa – *Pseudopaludicola* aff. *falcipes*, Pmy – *P. seudopaludicola mystacalis*, Pfa – *P.* aff. *falcipes*, Pcu – *Physalaemus cuvieri*, Pce – *P. centralis*, Ena – *Eupemphix nattereri*, Sfv – *Scinax fuscovarius*, Ssi – *S. similis*, Sfm – *S. fuscomarginatus*, Dna – *Dendropsophus nanus*, Del – *D. elianeae*, Dmi – *D. minutus*, Hal – *Hypsiboas albopunctatus*, Ebi – *Elachistocleis bicolor* e Rsc – *Rhinella schneideri*. DMI = distância da margem internamente ao corpo d'água, DME = distância da margem externamente ao corpo d'água.

Table 3. The abundance and niche breadth of males of 18 anuran species recorded between September 2004 and August 2005, at the municipality of Icém, São Paulo state, in the categories of calling site: edge distance, perching height and water depth. Lfs – *Leptodactylus fuscus*, Lla – *L. labyrinthicus*, Lpo – *L. podicipinus*, Lfr – *L. furnarius*, Pmy – *Pseudopaludicola mystacalis*, Pfa – *P.* aff. *falcipes*, Pcu – *Physalaemus cuvieri*, Pce – *P. centralis*, Ena – *Eupemphix nattereri*, Sfv – *Scinax fuscovarius*, Ssi – *S. similis*, Sfm – *S. fuscomarginatus*, Dna – *Dendropsophus nanus*, Del – *D. elianeae*, Dmi – *D. minutus*, Hal – *Hypsiboas albopunctatus*, Ebi – *Elachistocleis bicolor* e Rsc – *Rhinella schneideri*. DMI = internal pond edge distance, DME = external pond edge distance.

	Lfs	**Lla**	**Lpo**	**Lfr**	**Pmy**	**Pfa**	**Pcu**	**Pce**	**Ena**	**Sfv**	**Ssi**	**Sfm**	**Dna**	**Del**	**Dmi**	**Hal**	**Ebi**	**Rsc**
DMI																		
1 - 30	2	3	13	0	5	7	9	2	4	0	0	0	0	1	4	0	0	2
31 - 60	1	1	3	0	0	4	1	0	1	0	0	0	5	3	4	3	0	1
61 - 90	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	3	0	1	1	0	0
91 - 120	0	1	0	0	2	4	1	0	0	0	0	0	6	4	2	2	2	0
>120	5	0	1	3	1	6	7	0	5	0	0	8	19	7	6	23	4	0
DME																		
0 - 30	0	3	0	2	0	9	9	2	4	0	0	0	3	3	13	0	0	0
31 - 60	0	0	0	0	0	2	4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
61 - 90	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
91 - 120	0	0	0	0	0	4	3	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
>120	0	1	0	0	0	0	3	1	0	3	0	0	0	0	0	2	0	1
Amplitude de nicho	0,07	0,21	0,04	0,05	0,07	0,33	0,24	0,10	0,14	0,05	-	-	0,11	0,17	0,16	0,05	0,05	0,15
Profundidade																		
1 - 30	2	8	16	0	4	5	37	4	14	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Altura de em poleiramento																		
No solo	6	2	1	5	4	33	2	1	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
1 - 30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	26	7	11	8	6	1
31 - 60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	10	8	11	11	0	0
61 - 90	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4	8	0	0
91 - 120	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	4	0	0
>120	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
Amplitude de nicho	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,04	0,04	0,10	0,13	0,17	-	-

Tabela 4. Similaridade quanto aos valores espectrais (faixa de freqüência e freqüência dominante) do canto de anúncio das espécies de anuros registradas de setembro de 2004 a agosto de 2005, nos seis corpos d'água amostrados, no município de Icém, São Paulo.

Table 4. Similarity in regard to spectral values (frequency band and dominant frequency) of advertisement call of anuran species recorded from September 2004 through August 2005, in the six ponds sampled, at the municipality of the Icém, São Paulo.

	Proporção de espécies com alta sobreposição (%)	**Riqueza de espécies**	**Espécies de Hylidae com alta sobreposição (%)**	**Espécies de Leptodactylidae e Leiuperidae com alta sobreposição (%)**	**Riqueza de espécies de Hylidae**	**Riqueza de espécies de Leptodactylidae e Leiuperidae**
AP1	11	9	25	62	2	6
AP2	99	11	50	50	5	6
AP3	100	8	50	50	4	4
BP	85	7	16	66	1	5
BT	83	6	20	60	3	2
AP4	100	6	50	50	3	3

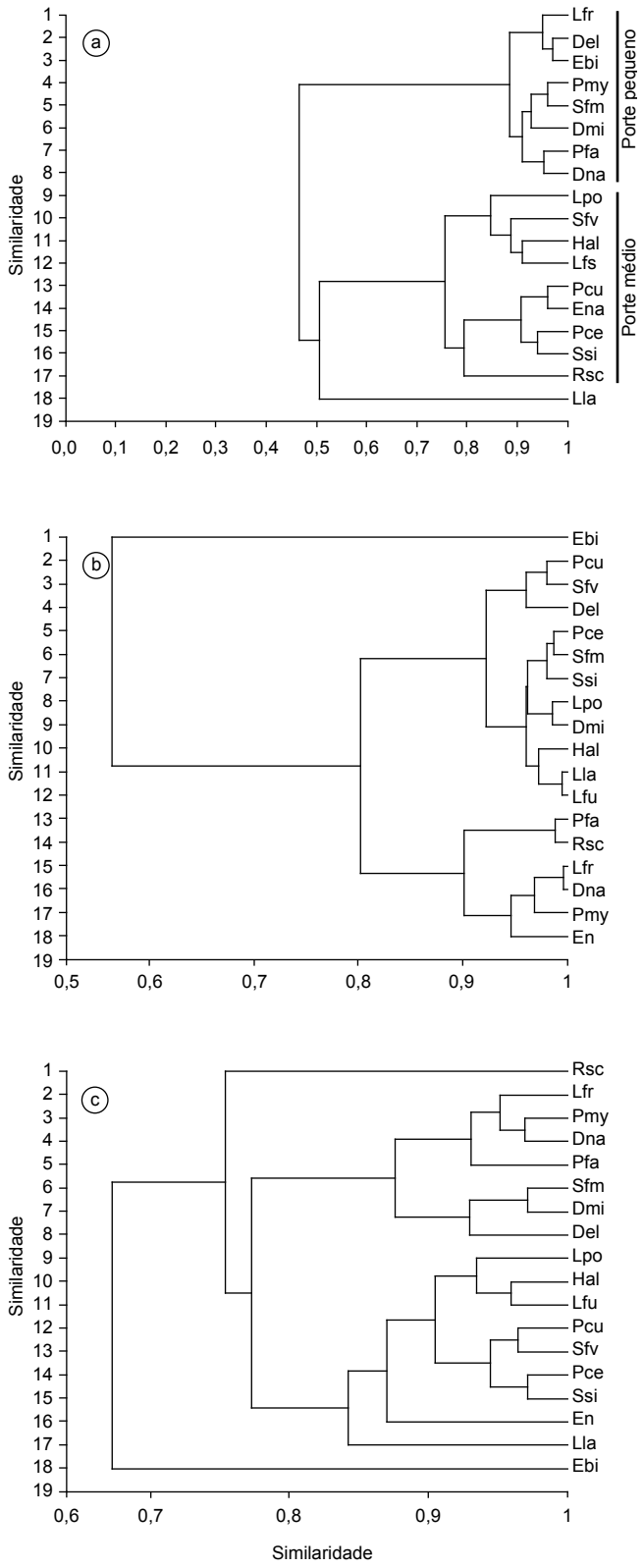


Figura 7. Similaridade quanto aos valores do canto: a) valores espectrais (faixa de freqüência e freqüência dominante); b) valores temporais (duração e taxa de repetição da nota) e c) valores espectrais e temporais dos cantos de anúncio das espécies registradas, no município de Icém, São Paulo.

Figure 7. Similarity in regard to call values: a) spectral values (frequency band and dominant frequency); b) temporal values (duration and repetition rate of note) and c) spectral and temporal values of advertisement calls of species recorded, at the municipality of the Icém, São Paulo.

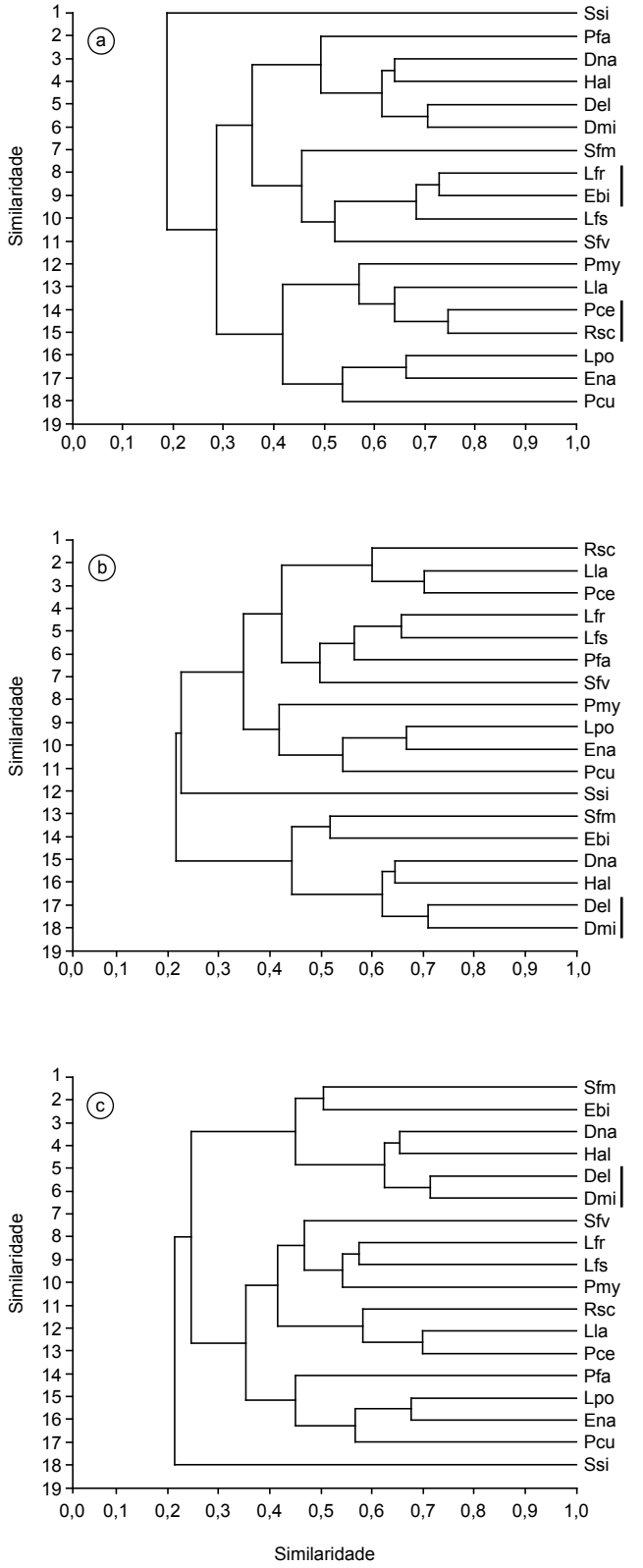


Figura 8. Similaridade quanto: a) ao sítio de vocalização b) ao sítio de vocalização e canto de anúncio, c) ao sítio de vocalização, canto de anúncio e uso de hábitat das espécies registradas nos seis corpos d'água amostrados no município de Icém, São Paulo.

Figure 8. Similarity in regard to: a) calling site; b) calling site and advertisement call; c) calling site, advertisement call and habitat use of species recorded in the six ponds sampled, at the municipality of the Icém, São Paulo.

Tabela 5. Similaridade quanto aos valores temporais (duração da nota e taxa de repetição) do canto de anúncio das espécies de anuros registradas de setembro de 2004 a agosto de 2005, nos seis corpos d'água amostrados, no município de Icém, São Paulo.

Table 5. Similarity in regard to temporal values (duration and repetition rate of note) of advertisement call of anuran species recorded from September 2004 through August 2005, in the six ponds sampled, at the municipality of the Icém, São Paulo.

	Proporção de espécies com alta sobreposição (%)	Riqueza de espécies	Espécies de Hylidae com alta sobreposição (%)	Espécies de Leptodactylidae e Leiuperidae com alta sobreposição (%)	Riqueza de espécies de Hylidae	Riqueza de espécies de Leptodactylidae e Leiuperidae
AP1	88	9	28	71	2	6
AP2	81	11	33	66	5	6
AP3	33	6	50	50	3	2
BP	87	8	57	43	4	4
BT	71	7	20	80	1	5
AP4	66	6	50	50	3	3

Tabela 6. Similaridade no uso de sítio de vocalização das espécies de anuros registradas de setembro de 2004 a agosto de 2005, nos seis corpos d'água amostrados, no município de Icém, São Paulo.

Table 6. Similarity on use of calling site of anuran species recorded from September 2004 through August 2005, in the six ponds sampled, at the municipality of the Icém, São Paulo.

	Proporção de espécies com alta sobreposição (%)	Riqueza de espécies	Espécies de Hylidae com alta sobreposição	Espécies de Leptodactylidae e Leiuperidae com alta sobreposição (%)	Riqueza de espécies de Hylidae	Riqueza de espécies de Leptodactylidae e Leiuperidae
AP1	22	9	0	100	2	6
AP2	0	11	0	0	4	6
AP3	25	8	0	100	4	4
BP	25	8	0	100	2	5
BT	33	6	0	50	2	3
AP4	0	7	0	0	3	4

O canto de anúncio da maior parte das espécies não diferiu dos cantos registrados para populações das mesmas espécies em outras localidades do Brasil (Bastos et al. 2003, Martins & Jim 2003, 2004, Toledo & Haddad 2005, Santos & Rossa-Feres 2007). Apenas a freqüência dominante do canto de anúncio de *Dendropsophus minutus* foi semelhante à encontrada por Duellman (1978), em torno de 3 kHz, mas diferiu da faixa de 3,5 a 5,0 kHz, descrita por Cardoso (1981). Como observado por Pombal et al. (1995), é possível que essa diferença ocorra devido a diferenças de metodologia e equipamentos empregados nas gravações, a diferenças nas análises sonográficas ou à variação populacional e/ou geográfica.

A similaridade do canto de anúncio foi alta entre as espécies registradas, tanto para os parâmetros espectrais quanto para os temporais. As espécies apresentaram pequenas diferenças na ocupação do espaço acústico, sendo a sobreposição dos parâmetros espectrais minimizada pela diferença nos valores temporais do canto. Estes dados revelam que algumas espécies (39%) compartilharam o mesmo espaço acústico ou, o mesmo canal de comunicação, mas diferiram na estrutura da nota, possibilitando dessa forma o envio de informações diferentes pela mesma faixa de freqüência. A comparação desses dois parâmetros do canto de anúncio é muito importante para se definir os parâmetros funcionais da vocalização das espécies (Martins & Jim 2004). Mudanças nos sinais de amplitude e fidelidade dos cantos emitidos podem alterar a eficiência do sinal, sendo a degradação do som menor em indivíduos que vocalizam acima do solo em comparação com indivíduos que vocalizam apoiados no solo e, menores em hábitats abertos comparados com hábitats de floresta (Kime et al. 2000). Nas taxocenoses estudadas, a similaridade nos parâmetros do canto de anúncio não refletiu o grau de parentesco nem o hábito (terrestre ou arborícola), entretanto os parâmetros espectrais do canto de anúncio refletiram o tamanho do corpo, o que é uma restrição evolutiva quanto à estrutura morfológica (abertura da laringe) e física (energia gerada) para emissão do canto (Martin 1972).

Houve correlação entre a freqüência dominante do canto de anúncio e o comprimento rostro-cloacal. Os machos de pequeno porte vocalizaram em freqüências mais altas quando comparados com machos de grande porte, que vocalizaram em freqüências mais baixas. Assim, machos pequenos tendem a cantar em freqüências mais altas que machos maiores, sendo que freqüência máxima superior a 5 kHz foi uma situação comum entre os pequenos anuros, como já observado por Loftus-Hills (1973) e Duellman & Pyles (1983).

O sítio de vocalização das espécies registradas em Icém, SP, é, de modo geral, semelhante ao registrado em outras localidades do noroeste paulista (Rossa-Feres & Jim 2001, Vasconcelos & Rossa-Feres 2005, Santos et al. 2007). Esta especificidade de sítio de vocalização tem sido registrada em outros estudos com comunidades de anuros (e.g. Hödl 1977, Rossa-Feres & Jim 2001 e Bertoluci & Rodrigues 2002) e parece ser uma extensão filogenética adicional ao comportamento de isolamento acústico em muitas espécies (Etges 1987), que otimiza o uso de hábitats reprodutivos pela assembléia de anuros (Bertoluci & Rodrigues 2002).

Metade das espécies foi generalista quanto à distribuição horizontal do sítio de vocalização, valor próximo ao registrado na mesma região por Rossa-Feres & Jim (2001) e Santos & Rossa-Feres (2007).

Segundo Heyer & Bellin (1973) espécies que ocupam ambientes instáveis ou alterados pelo homem, como os amostrados neste estudo, apresentam maior amplitude no uso dos recursos. Na distribuição vertical, cerca de 42% das espécies de hilídeos foram generalistas, entretanto, apenas *Dendropsophus elianeae* e *D. minutus* foram generalistas para os dois descritores do sítio de vocalização. As espécies que vocalizaram no solo ou flutuando na superfície d'água exibiram uma maior sobreposição no sítio de vocalização do que aquelas que vocalizaram empoleiradas (hilídeos), como já registrado por Cardoso et al. (1989), Vasconcelos & Rossa-Feres (2005) e Santos & Rossa-Feres (2007), provavelmente como conseqüência da menor possibilidade de partilha espacial decorrente do uso do espaço bidimensional. No uso do espaço vertical, cada espécie pode ocupar porções específicas do sítio de vocalização (Martins et al. 2006). Entretanto, em decorrência da vegetação predominantemente herbácea dos corpos d'água amostrados, a baixa sobreposição entre os anuros que vocalizaram empoleirados decorreu de variações no conjunto de descritores do sítio de vocalização, incluindo distância da margem e a partilha vertical.

A pequena sobreposição entre as espécies no uso de sítio de vocalização nos corpos d'água amostrados está de acordo com a segregação verificada em outras comunidades de região tropical (Nascimento et al. 1994, Haddad & Sazima 1992, Pombal & Gordo 2004, Santos & Rossa-Feres 2007), entretanto, outros estudos demonstraram alta sobreposição (Pombal 1997, Rossa-Feres & Jim 2001). Alguns estudos parecem indicar que a sobreposição no sítio de vocalização é diretamente relacionada com a riqueza de espécies, com baixa sobreposição em comunidades com pequena (5 a 9 espécies por corpo d'água; Santos & Rossa-Feres 2007) e alta sobreposição em comunidades com grande riqueza de espécies (entre 18 e 19 espécies por corpo d'água; Pombal 1997 e Rossa-Feres & Jim 2001).

De modo geral, as espécies com sobreposição no sítio de vocalização apresentaram segregação nos parâmetros acústicos e as espécies com sobreposição nos parâmetros acústicos tenderam a partilhar sítio de vocalização. Esse resultado permite sugerir complementaridade de nicho, como já demonstrado por Rossa-Feres & Jim (2001) e Santos & Rossa-Feres (2007), que ocorre quando a diferenciação de nicho entre espécies envolve várias dimensões do nicho e as espécies que ocupam uma posição similar ao longo de uma dimensão tendem a diferir ao longo de outra dimensão (Begon et al. 2006).

Apesar da grande amplitude de nicho para sítio de vocalização, a sobreposição entre as espécies foi pequena. A homogeneidade estrutural dos corpos d'água, a severidade climática da região (extensa e pronunciada estação seca, imprevisibilidade e inconstância das chuvas no início da estação chuvosa), juntamente com o elevado grau de conversão do ambiente natural em áreas de cultivo, limitam as possibilidades de partilha espacial e temporal entre as espécies de anuros (Rossa-Feres & Jim 2001, Vasconcelos & Rossa-Feres 2005, Santos & Rossa-Feres 2007). Entretanto, essas mesmas condições, provavelmente, limitam a abundância das populações (Santos et al. 2007) e a riqueza de espécies. No presente estudo, a baixa sobreposição no sítio de vocalização está associada, provavelmente, à insaturação das comunidades amostradas, que foram constituídas por 7 a 13 espécies em cada corpo d'água.

Agradecimentos

Os autores agradecem aos biólogos Dr. Fausto Nomura, e aos MSc. Fernando R. Silva, Carolina P. Candeira e Natacha Y. N. Dias que ajudaram nos trabalhos de campo, aos Srs. Toninho Viana e Eduardo Torres Viana pela disponibilização da área de estudo e pela hospitalidade.

Referências Bibliográficas

AB'SABER, A.N. 2003. Os domínios da natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. Ateliê editorial, São Paulo.

BARCHA, S.F. & ARID, F.M. 1971. Estudo da evapotranspiração na região norte-ocidental do Estado de São Paulo. Revta. Ciências 1: 94-122.

BASTOS, R.F. & HADDAD, C.F.B. 1995. Vocalizações e interações acústicas em *H. elegans* (Anura, Hylidae) durante a atividade reprodutiva. Naturalia 20:165-176.

BASTOS, R.F., MOTTA, J.A.O., LIMA, L.P. & GUIMARÃES, L.D. 2003. Anfíbios da Floresta Nacional de Silvânia, Estado de Goiás. Stylo Gráfica e Editora, Goiânia.

BEGON, M., TOWNSEND, C.R. & HARPER, J.L. 2006. Ecology form individuals to ecosystems. Blackwell Publishing, Malden, USA.

BERTOLUCI, J. & RODRIGUES, J.T. 2002. Seasonal patterns of breeding activity of Atlantic Rainforest anurans at Boracéia, Southeastern Brazil. Amphibia-Reptilia 23(2):161-167.

CARDOSO, A.J. 1981. Organização Espacial e Temporal na Reprodução e Vida Larvária em uma Comunidade de Hilídeos no Sudeste do Brasil (Amphibia, Anura). Tese de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

CARDOSO, A.J., ANDRADE, G.V. & HADDAD, C.F.B. 1989. Distribuição espacial em comunidade de anfíbios (Anura) no sudeste do Brasil. Rev. bras. Biol. 49(1):241-249.

CARDOSO, A.J. & VIELLIARD, J.M.E. 1990. Vocalização de anfíbios anuros de um ambiente aberto, em Cruzeiro do Sul, Estado do Acre. Rev. bras. Biol. 50(1):229-242.

CHEK, A.A., BOGART, J.P. & HADDAD, C.F.B. 1989. Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no sudeste do Brasil. Rev. Bras. Biol. = Braz. J. Biol. 49(1):241-249.

COCROFT, R.B. & RYAN, M.J. 1995. Patterns of advertisement call evolution in toads and chorus frogs. Anim. Behav. 49(2):283-303.

CRUMP, M.L. & SCOTT-Jr., N.J. 1994. Visual encounter surveys. In Measuring and Monitoring Biological Diversity –Standard Methods for Amphibians (W.R. Heyer, M.A. Donnelly, R.W. McDiarmid, L.A.C. Hayek & M.S. Foster, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, p. 84-92.

DUELLMAN, W.E. 1967. Courtship isolating mechanisms in Costa Rica hylids frogs. Herpetologica 23(3):169-183.

DUELLMAN, W.E. 1970. The hylid frogs of Middle America. Monogr. Mus. Nat. Hist. Univ. Kansas, University of Kansas, Lawrence. p. 1-753.

DUELLMAN, W.E. 1978. The biology of an herpetofauna in Amazon Ecuador. Misc. Publ. of Mus. Nat. Hist Univ. Kansas 65:1-352.

DUELLMAN, W.E. & PYLES, R.A. 1983. Acoustic resource partitioning in anuran communities. Copeia (3): 639-649.

ELLIOTT, J.K. & MARISCAL, R.N. 2001. Coexistence of nine anenomefish species: differential host and habitat utilization, size and recruitment. Mar. Biol. 138(1):23-36.

ETEROVICK, P.C. & SAZIMA, I. 2000. Structure of an anuran community in a montane meadow in southeastern Brazil: effects of seasonality, habitat, and predation. Amphibia-Reptilia 21(4):439-461.

ETEROVICK, P.C. & BARROS, I.S. 2003. Niche occupancy in south-eastern Brazilian tadpole communities in montane-meadow streams. J. Trop. Ecol. 19(4):439-448.

ETGES, W.J. 1987. Call site choice in male anurans. Copeia 4: 910-923.

GERHARDT, H.C. 1983. Communication in the environment. In (T.R. Halliday & P.J.B. Slater, eds.). Anim. Behav. Oxford: Blackwell Scientific Publications, p. 82-113.

GERHARDT, H.C. 1988. Acoustic properties used in call recognition by frogs and toads. In The Evolution of the Amphibian Auditory System (B. Fritzsch, M.J. Ryan, W. Wilczynski, T.E. Hetherington & W. Walkowiak, ed.). John Wiley, New York. p. 455-483.

GERHARDT, H.C. 1991. Female mate choice in treefrogs: static and dynamic acoustic criteria. Anim. Behav. 42:615-636.

GERHARDT, H.C. 1994. The evolution of vocalization in frogs and toads. Ann. Rev. Syst. 25:293-342.

GRAFE, T.U. 1996. The function of call alternation in the African reed frog (*Hyperolius marmoratus*): precise call timing prevents auditory masking. Behav. Ecol. Sociobiol. 38(3):149-158.

HADDAD, C.F.B. & SAZIMA I. 1992. Anfíbios anuros da Serra do Japi. In História Natural da Serra do Japi: Ecologia e Preservação de uma Área Florestal no Sudeste do Brasil (Morellatto, L.P.C. org.). Editora da Unicamp/FAPESP, Campinas. p. 188-211.

HAMMER, O., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. 2001. PAST: Palaeontological Statistics Software Packaege for education and data analysis. Palaeontologia electronica 4(1): 9. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.

HEYER, W.R. & BELLIN, M.S. 1973. Ecological notes on five sympatric *Leptodactylus* (Amphibia, Leptodactylidae) from Ecuador. Herpetologica 29(1):66-72.

HEYER, W.R., RAND, A.S., CRUZ, C.A.G., PEIXOTO, O.L. & NELSON, C.E. 1990. Frogs of Boracéia. Arquivos de Zoologia 31(4):231-410.

HÖDL, W. 1977. Call differences and calling sites segregation in anuran species from Central Amazonian floating meadows. Oecologia 28(4):351-363.

KIME, N.M, TURNER, W.R. & RYAN, M.J. 2000. The transmission of advertisement calls in Central American frogs. Behavioral Ecology 11(1):71-83.

KREBS, C.J. 1999. Ecological methodology. Addison Wesley Edicational Publishers, Menlo Park.

LOFTS-HILLS, J.J. 1973. Comparative aspects of auditory functions in Australian anurans. Aust. J. Zool. 21(3):353-367.

MÁRQUEZ, R., DE-LA RIVA, I. & BOSCH, J. 1993. Advertisement call of Bolivian species of *Hyla* (Amphibia, Anura, Hylidae). Biotropica 25(4):426-443.

MARTIN, W.F. 1972. Evolution of vocalization in the genus *Bufo*. In Evolution in the Genus *Bufo* (W.F. Blair ed.). University of Texas Press, Austin, p. 279-309.

MARTINS, I.A. & JIM, J. 2003. Bioacoustic analysis of advertisement call in *Hyla nana* and *Hyla sanborni* in Botucatu, São Paulo, Brazil. Rev. Bras. Biol. = Braz. J. Biol. 63(3):507-516.

MARTINS, I.A. & JIM, J. 2004. Advertisement call of *Hyla jimi* and *Hyla elianeae* (Anura, Hylidae) in Botucatu Region, São Paulo, Brazil. Braz. J. Biol. 64(3):645-654.

MARTINS, I.A., ALMEIDA, S.C. & JIM, J. 2006. Calling sites and acoustic partitioning in species of the *Hyla nana* and *Hyla rubicundula* group. Herpetological Journal 16(3): 239-247.

MENIN, M., ROSSA-FERES, D.C. & GIARETTA, A.A. 2005. Resource use and coexistence of two syntopic hylid frogs (Anura, Hylidae). Rev. bras. Zool. 22(1):61-72.

NASCIMENTO, L.B., MIRANDA, A.C.L. & BALSTAEDT, T.A.M. 1994. Distribuição estacional e ocupação ambiental dos anuros da área de proteção da captação da Mutuca (Nova Lima, MG). BIOS 2(2):5-12.

NICHOLLS, B. & RACEY, P. 2006. Contrasting home-range size and spatial partitioning in cryptic and sympatric pipistrelle bats. Behav. Ecol. Sociobiol. 61(1):131-142.

PIANKA, E.R. 1973. The structure of lizard communities. Ann. Rev. Ecol. Syst. 4:53-74.

POMBAL-Jr, J.P. 1997. Distribuição espacial e temporal de anuros (Amphibia) em uma poça permanente na Serra de Paranapiacaba, sudeste do Brasil. Rev. bras. Biol. 57(4):583-594.

POMBAL-Jr, J.P., HADDAD C.F.B. & KASAHARA., S. 1995. A new Species of *Scinax* (Anura: Hylidae) from southeastern Brazil, with comments on the genus. J. Herpet. 29:1-6.

POMBAL-Jr, J.P. & GORDO, M. 2004. Anfíbios Anuros da Juréia. In Estação Ecológica Juréia-Itatins. Ambiente Físico, Flora e Fauna (O.A.M. Marques & W. Duleba eds.). Holos Editora, Ribeirão Preto. p. 234-256.

ROSSA-FERES, D.C. & JIM, J. 2001. Similaridade no sítio de vocalização em uma comunidade de anfíbios anuros na região noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. Rev. bras. Zool. 18(2):439-454.

RYAN, M.J. 1985. The túngara frog: a study in sexual selection and communications. University of Chicago Press, Chicago.

RYAN, M.J. 2001. Anuran communication. Smithsonian Institution Press, Washington, London, 252p.

RYAN, M.J. & RAND, A.S. 1993. Species recognition and sexual selection as a unitary problem in animal communication. Evolution 47(2):647-657.

SALTHE, S.N. & MECHAN, J.S. 1974. Reproductive and courtship patterns. In Physiology of the Amphibia (B. Lofts, ed.). Academic Press, New York.

SANTOS, T.G. & ROSSA-FERES, D.C. 2007. Similarities in calling site and advertisement call among anuran amphibians in southeastern Brazil. SAJH 2(1):17-30.

SANTOS, T.G., ROSSA-FERES, D.C. & CASATTI, L. 2007. Diversidade e distribuição espaço-temporal de anuros em região com pronunciada estação seca no sudeste do Brasil. Iheringia Ser. Zool. 97(1):37-49.

SÃO PAULO. 2000. Atlas das unidades de conservação ambiental do Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo.

STRONG-Jr, D.R. 1982. Harmonious coexistence of hispinae battles on *Heliconia* in experimental and natural communities. Ecology 63(4):747-754.

STRONG-Jr, D.R., LAWTON, J.K. & SOUTHWOOD, T.R.E. 1984. Insects on plants: community patterns and mechanisms. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

TILMAN, D. Resource competition and community structure. Princeton University Press, Princeton.

TOLEDO, L.F. & HADDAD, C.F.B. 2005. Acoustic Repertoire and Calling Behavior of *Scinax fuscomarginatus* (Anura, Hylidae). J. Herpet. 39(3):455-464.

VASCONCELOS, T.S. & ROSSA-FERES, D.C. 2005. Diversidade, Distribuição Espacial e Temporal de Anfíbios anuros (Amphibia, Anura) na Região Noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. Biota Neotrop. 17(2):2-14.

VERBURG, P. & BILLS, R. 2007. Two new cichild species Neolamprologus (Teleostei: Cichlidae) from lake tanganyika, East Africa. Zootaxa 1612:25-44.

VIELLIARD, J.M.E. & CARDOSO, A.J. 1996. Adaptação de sinais sonoros de anfíbios e aves a ambientes de riachos com corredeiras. In Herpetologia neotropical. Acta Del II Congresso Latino Americano de Herpetologia, Universidad de Los Andes (J.E. Pefaur, ed.). Consejo de Desarrolo, Humanistico y Tecnológico, Merida, Venezuela 2:97-119.

WELLBORN, G.A. & COTHRAN, R. 2007. Niche diversity in crustacean cryptic species: complementarity in spatial distribution and predation risk. Oecologia 154:175-183.

WELLS, K.D. 1977. The social behavior of anuran amphibians. Anim. Behav. 25(4):666-693.

WIENS, J.A., ADDICOTT, J.F., CASE, T.J. & DIAMOND, J.M. 1986. The importance of spatial and temporal scale in ecological investigations. In Community Ecology (J.M. Diamond & T.J. Case, eds.). Harper and Row, New York. p. 145-153.

Recebido em 29/11/07
Versão Reformulada recebida em 17/07/08
Publicado em 15/08/08

Estrutura da comunidade dos Tintinnina na região do Atol das Rocas (Rio Grande do Norte) e Arquipélago de Fernando de Noronha (Pernambuco)

Eliane Maria de Souza Nogueira[1,3], Roberto Sassi[2] & Tarcísio Alves Cordeiro[2]

[1]Departamento de Educação, Campus VIII,
Universidade do Estado da Bahia – UNEB,
Rua do Gangorra, 503, CEP 486000-000, Paulo Afonso, BA, Brasil
[2]Universidade Federal da Paraíba – UFPB,
Centro de Ciências Exatas e da Natureza – CCEN,
Departamento de Sistemática e Ecologia – DSE,
Núcleo de Estudos e Pesquisas de Recursos do Mar – NEPREMAR,
Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA,
CEP 58049-900, João Pessoa, PB, Brasil,
e-mail: sassi_rs@yahoo.com.br, tacordeiro@gmail.com
[3]Autor para correspondência: Eliane Maria de Souza Nogueira, e-mail: emsnogueira@gmail.com.br

NOGUEIRA, E.M.S., SASSI, R. & CORDEIRO, T.A. 2008. **Community structure of Tintinnina near the Atol das Rocas Island (Rio Grande do Norte) and Fernando de Noronha Archipelago (Pernambuco)**. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?article+bn01708032008.

Abstract: Tintinnina occurring near the Atol das Rocas Island and Fernando de Noronha Archipelago (northeastern Brazil) were studied using plankton samples gathered from 13 to 30 March, 1999, in 27 fixed oceanic stations. The study sought to characterize the spatial distribution of these ciliates in the area and to examine parameters such as diversity and equitability that define the community structure. The material was collected by vertical hauls from 200 m to the surface using a 20 µm mesh plankton net, preserved in 4% neutral formalin, and examined using an inverted microscope. The highest density of individuals was found in station 26 (122 ind.m^{-3}), which is situated very close to Fernando de Noronha; but high densities were also registered in stations 1 (82.7 ind.m^{-3}) and 2 (74.7 ind.m^{-3}), which were situated in the most distant areas, as well as in station 5 (80.7 ind.m^{-3}) close to the Atol das Rocas Island. *Eutintinnus fraknoi* (Daday) Kofoid & Campbell, 1929 was the most abundant species, attaining 57.8% of dominance in station 4. The index of specific diversity fluctuated from high (27% of the samples with values higher than 3 bits.ind^{-1}) to medium (63% of the samples higher than 2 bits.ind^{-1}), while the equitability fluctuated between 0.6 and 1.0. The low densities of Tintinnina observed in the material collected confirm the oligotrophic condition of that region.
Keywords: *oceanic plankton, spatial distribution, Western South Atlantic, microzooplankton, northeast Brazil.*

NOGUEIRA, E.M.S., SASSI, R. & CORDEIRO, T.A. 2008. **Estrutura da comunidade dos Tintinnina na região do Atol das Rocas (Rio Grande do Norte) e Arquipélago de Fernando de Noronha (Pernambuco)**. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?article+bn01708032008.

Resumo: Os Tintinnina que ocorrem em águas próximas ao Atol das Rocas e Arquipélago de Fernando de Noronha (Nordeste do Brasil) foram estudados usando amostras de plâncton coletadas entre 13 e 30 de março de 1999 em 27 estações oceânicas. O estudo procurou caracterizar a distribuição espacial desses ciliados na área e examinar parâmetros como a diversidade e eqüitabilidade que definem a estrutura da comunidade. O material foi coletado por arrastos verticais desde 200 m de profundidade até a superfície, usando uma rede de plâncton de 20 µm de abertura de malhas, preservado em formol neutro a 4%, e examinado em um microscópio invertido. A maior densidade de indivíduos foi encontrada na estação 26 (122 ind.m^{-3}), situada nas proximidades de Fernando de Noronha; mas altas densidades também foram registradas nas estações 1 (82,7 ind.m^{-3}) e 2 (74,7 ind.m^{-3}), situadas em áreas mais distantes, bem como na estação 5 (80,7 ind.m^{-3}) próxima do Atol das Rocas. *Eutintinnus fraknoi* (Daday) Kofoid & Campbell, 1929 foi a espécie mais abundante, atingindo 57,8% de dominância na estação 4. O índice de diversidade específica variou de alto (27% das amostras com valores maiores que 3 bits.ind^{-1}) a médio (63% das amostras com valores maiores que 2 bits.ind^{-1}), enquanto a eqüitabilidade variou entre 0,6 e 1,0. As baixas densidades de Tintinnina observadas no material coletado confirmam a condição oligotrófica daquela região.
Palavras-chave: *plâncton oceânico, distribuição espacial, Atlântico Sul Ocidental, microzooplâncton, Nordeste do Brasil.*

Introdução

As informações disponíveis sobre o microplâncton de águas tropicais do Atlântico Sul Ocidental são ainda muito escassas. Os poucos trabalhos realizados nessa região têm considerado apenas formas com esqueleto rígido ou lórica, como os foraminíferos e os tintiníneos, e abordaram apenas aspectos taxonômicos.

Em se tratando de áreas da plataforma externa e oceânica há uma carência muito grande de outros tipos de estudo, ao contrário do que ocorre em outras regiões oceânicas ao sul do hemisfério sul (Fernandes 1999), particularmente em águas situadas na zona de transição entre a corrente do Brasil e a Corrente das Malvinas, e em águas antárticas e subantárticas, onde diversos estudos enfocando os Tintinnina e outros componentes do microzooplâncton foram realizados. (Balech 1958, 1962, 1971, Souto 1970a, 1972, Balech & Souto 1980, 1981, Sassi e Melo 1986, 1993, Thompson et al. 1999).

Na região tropical do Atlântico Sul Ocidental a ênfase tem sido o estudo de áreas costeiras e estuarinas (Sassi & Melo 1986, 1989, Nogueira-Paranhos & Paranaguá 1991, Sassi et al. 2004), devido à facilidade de acesso e a praticidade para obtenção de amostras. A necessidade de utilização de navios oceanográficos em águas afastadas da costa tem limitado as pesquisas planctônicas nessas áreas, visto que a ocorrência de grandes expedições oceanográficas não acontece com muita freqüência, e poucas vezes são direcionadas ao estudo do plâncton.

Especialmente para a área onde esta pesquisa foi realizada, podem ser citadas as participações dos navios oceanográficos Victor Hensen (Programa JOPS II – Joint Oceanographic Projects; Brazilian German Oceanographic Programme) e Antares (Programa de Avaliação do Potencial Sustentável de Recursos Vivos na Zona Econômica Exclusiva - Revizee), que possibilitaram a obtenção de algumas informações sobre os Tintinnina (Sassi et al. 1996, Galvão 2000).

Neste trabalho procurou-se conhecer a diversidade dos Tintinnina que ocorrem na área de influência do Atol das Rocas e do Arquipélago de Fernando de Noronha, Nordeste do Brasil, estudar a sua distribuição espacial na área e caracterizar alguns parâmetros que definem a estrutura da comunidade desses organismos, como diversidade e eqüitabilidade. A importância do estudo desses ciliados planctônicos justifica-se, porque eles estão entre os consumidores primários mais ativos do ambiente pelágico, podendo reduzir substanciais frações do carbono orgânico fixado pelo fitoplâncton por dia, com valores de utilização da produção primária que podem chegar a 70% (Beers & Stewart 1970) e até mesmo a 100% (Capriulo & Carpenter 1983). Apesar de representarem uma fração muito pequena dos ciliados planctônicos (menos que 10% da biomassa, segundo Dolan 2000) alimentam-se ativamente de células do nanoplâncton e do picoplâncton (Capriulo et al. 1991, 2002), têm uma elevada capacidade de reciclar nutrientes in situ, devido aos seus altos ritmos metabólicos, ciclos de vida curtos e a uma biomassa expressiva em muitos ambientes marinhos, e desempenham um papel importante nas transferências energéticas do ambiente pelágico (Laval-Peuto & Brownlee 1986, Pierce & Turner 1994, Johansson et al. 2004), sem contar ainda que muitas espécies são excelentes bioindicadores de afloramentos de massas d'água (Balech 1972).

Material e Métodos

Foram analisadas 27 amostras de plâncton coletadas em 27 estações estabelecidas em função do programa de amostragem do Navio Oceanográfico Seward Johnson, Harbor Branch Oceanographic Institution, Cruzeiro SJ9902 (Tabela 1), durante a execução do projeto "Estudo da história natural do tubarão-limão (*Negaprion brevirostris* Poey, 1968), no Atol das Rocas e Fernando de Noronha", no período de 13 a 30 de março de 1999. Estas áreas encontram-se banhadas pela Corrente Sul Equatorial originada nas costas da África a partir da corrente de Benguela (Kikuchi 1994) e estão entre as principais áreas de reprodução de aves marinhas do Atlântico Sul Ocidental, além de abrigarem muitas espécies de peixes e de outros grupos de animais protegidos por leis ambientais brasileiras.

As amostras foram obtidas através de arrastos verticais desde 200 m até a superfície, utilizando-se para isto rede de plâncton com malha de 20 µm de abertura e 30 cm de diâmetro de boca. O material coletado foi preservado em formol neutro a 4% e as análises efetuadas em microscópio invertido Zeiss (Utermöhl 1958), usando-se câmaras de sedimentação de 50 mL. Os exemplares encontrados foram contados, medidos e identificados em nível específico.

O tratamento dos dados incluiu: (a) a análise de freqüência de ocorrência das espécies, adotando-se os seguintes critérios de classificação: muito freqüente (>50%), freqüente (<50% >30%), pouco freqüente (>30% <10%) e esporádico (<10%); (b) densidade ($ind.m^{-3}$), calculado a partir do volume filtrado pela rede, através da fórmula $V= r^2 h$, onde r^2 corresponde a área da boca da rede em m^2 e h o comprimento da rede em m; (c) abundância relativa, adotando-se as seguintes categorias: dominante (>50%), abundante (>30% <50%), pouco abundante (>10% <30%) e rara (<10%); (d) diversidade específica, ($H^{-1} = -\Sigma pi.\log_2 pi$) segundo Shannon (1948) e eqüitabilidade (J = H'/log S), conforme Pielou (1967).

Resultados

Das 36 espécies identificadas, 11 foram enquadradas na categoria de muito freqüentes, representando um percentual de 30,5% dos organismos identificados, e estiveram representadas por: *Codonella apicata* Kofoid & Campbell, 1929, *Epiplocylis undella* (Ostenfeld & Schmidt 1901), *Eutintinnus apertus* Kofoid & Campbell, 1929, *Eutintinnus fraknoi* (Daday) Kofoid & Campbell, 1929, *Poroecus apicatus* Kofoid & Campbell, 1929, *Protorhabdonella simplex* (Cleve) Jörgensen, 1924, *Rhabdonella amor* (Cleve 1900) Brandt, 1907, *R. elegans* Jörgensen, 1924, *Rhabdonellopsis apophysata* (Cleve) Kofoid & Campbell, 1929, *Steenstrupiella gracilis* (Claparède & Laackmann, 1858) Kofoid & Campbell, 1929 e *Undella claparedei* (Entz) Daday, 1887.

As espécies freqüentes contribuíram com 22,2% de todos os Tintinnina identificados. Estiveram classificadas nesta categoria oito espécies: *Amphorides quadrilineata* (Claparèrede & Laackmann, 1858), *Codonellopsis tuberculata* (Daday) Jörgensen, 1924, *C. laciniosa* (Brandt) Brandt, 1907, *Coxliella* sp., *Dadayella ganymedes* (Entz Sr., 1824), *Epiplocyloides reticulata* (Ostenfeld & Schmidt, 1901), *Eutintinnus stramentus* Kofoid & Campbell, 1939, *Eutintinnus tubulosus* (Ostenfeld) Kofoid & Campbell, 1929.

Na categoria de pouco freqüente foram registradas quatro espécies, correspondendo a 11,1% dos exemplares identificados: *Coxliella massuti* Duran, 1953, *Dictyocista mitra* Haeckell, 1837, *Steenstrupiella steenstrupii* (Claparèrede & Laackmann, 1858) Kofoid & Campbell, 1929, e *Undellla hyalina* Daday, 1887.

A maioria das espécies (13) ocorreu em menos de 10% das amostras, sendo consideradas esporádicas. Essas espécies contribuíram com 36,1% dos táxons identificados e estiveram representadas por: *Codonella aspera* Kofoid & Campbell, 1929, *Codonella nationalis* Brandt, 1906, *Coxliella ampla* (Jörgensen) Brandt, 1907, *Dictyocista elegans lepida* (Ehrenberg) Balech, 1959, *Eutintinnus lusundae* (Entz Sr., 1824), *Metacylis mereschkowskyi* Kofoid & Campbell, 1929, *M. perspicax* (Hada, 1938), *Parundella attenuata* Kofoid & Campbell, 1929, *Undella subcaudata* Jörgensen, 1924, *Petalotricha ampulla* (Fol, 1881) Kent, *Rhabdonella henseni* (Brandt 1906) Brandt, 1907, *R. hydria* Jörgensen, 1924 e *Salpingella subconica* Kofoid & Campbell, 1929.

Tabela 1. Posições oceanográficas das estações estudadas no Atol das Rocas (Rio Grande do Norte) e no Arquipélago de Fernando de Noronha (Pernambuco), no período de 13 a 30 de março de 1999.

Table 1. Oceanographical positions of the studied stations in the das Rocas atoll (Rio Grande do Norte) and in the Fernando de Noronha archipelago (Pernambuco), from 13 to 30 March 1999.

Estação*	Data	Hora	Lat S	Long W
25 FN	30/03/99	06:03	03° 53' 00"	32° 06' 00"
21 FN	29/03/99	22:19	03° 52' 00"	32° 20' 01"
22 FN	29/03/99	23:18	03° 51' 95"	32° 21' 21"
27 FN	30/03/99	15:34	03° 52' 00"	32° 24' 00"
26 FN	30/03/99	09:02	03° 51' 00"	32° 34' 00"
20 FN	26/03/99	13:12	03° 46' 16"	32° 35' 54"
23 FN	30/03/99	01:25	03° 53' 00"	32° 37' 00"
15 FN	26/03/99	01:56	03° 51' 97"	32° 38' 81"
19 FN	26/03/99	11:14	03° 46' 51"	32° 42' 89"
24 FN	30/03/99	02:58	03° 53' 00"	32° 47' 00"
18 FN	26/03/99	08:22	03° 44' 99"	33° 02' 04"
17 FN	26/03/99	06h41	03° 45' 02"	33° 13' 17"
16 FN	26/03/99	04:33	03° 46' 03"	33° 23' 07"
4 AR	14/03/99	13:49	03° 51' 03"	33° 38' 00"
8 AR	18/03/99	20:44	03° 51' 38"	33° 38' 70"
14 AR	26/03/99	00h59	03°51'00"	33° 40' 01"
9 AR	18/03/99	22:24	03° 52' 00"	33° 40' 01"
6 AR	14/03/99	18:29	03° 52' 00"	33° 41' 00"
13 AR	25/03/99	23:54	03° 52' 92"	33° 41' 80"
10 AR	18/03/99	18:28	03° 52' 74"	33° 41' 92"
5 AR	14/03/99	17:39	03° 53' 00"	33° 42' 00"
7 AR	16/03/99	23:15	03° 49' 00"	33° 53' 00"
11 AR	18/03/99	19:39	03° 49' 96"	33° 53' 00"
3 AR	13/03/99	09:27	03° 50' 01"	33° 54' 00"
12 AR	25/03/99	21:38	03° 49' 64"	33° 54' 00"
2 AR	13/03/99	07:16	03° 50' 01"	34° 07' 00"
1 AR	13/03/99	01:22	03° 51' 00"	34° 44' 00"

* As estações estão organizadas de acordo com a longitude.

* The stations are organized according to its longitude.

Apesar do número considerável de espécies identificadas, apenas *E. fraknoi* se mostrou quantitativamente importante, sendo considerada dominante, apresentando um percentual de 57,8% na estação 14.

As espécies abundantes foram cinco e estiveram representadas por *E. apertus*, *P. apicatus*, *R. elegans*, *R. amor* e *R. apophysata*. A abundância relativa de *E. apertus* e *P. apicatus* foi de 30,0% na estação 18. *R. elegans* apresentou 30,9% de abundância relativa na estação 3; *R. amor* 34,1, 36,8 e 33,3% nas estações 10, 15, e 24, respectivamente, e *R. apophysata* esteve compreendida entre 31,5 e 47,8%, nas estações 4, 5, 6, 8, 9, 21 e 25 (Tabela 2).

Do ponto de vista quantitativo, a maior densidade foi registrada na estação 26 (122 ind.m^{-3}), situada bem próxima de Fernando de Noronha. Altas densidades de indivíduos também foram registradas nas estações 1 (83 ind.m^{-3}) e 2 (75 ind.m^{-3}), situadas em áreas mais afastadas, e na estação 5 (81 ind.m^{-3}), localizada bem próximo do atol da Rocas (Tabela 2).

O índice de diversidade específica, calculado com base na abundância relativa de cada táxon infragenérico, indicou que a comunidade de Tintinnina nas estações estudadas está caracterizada de um modo geral por uma diversidade variando de alta a média (Figura 1).

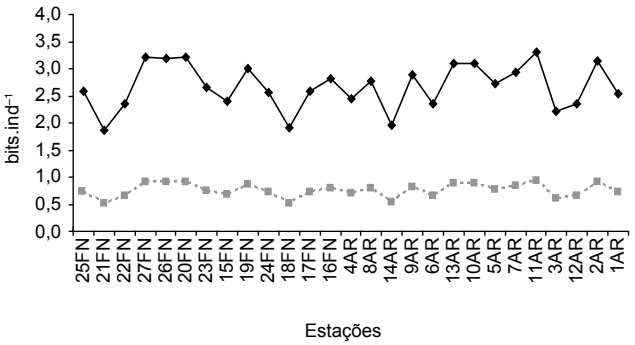


Figura 1. Variação da diversidade específica e eqüitabilidade dos Tintinnina no Atol das Rocas (RN) e Arquipélago de Fernando de Noronha (PE), no período de 13 a 30 de março de 1999.

Figure 1. Diversity specific and equitability of Tintinnina Atoll in the Rocas (Rio Grande do Norte) and Archipelago of Fernando de Noronha (Pernambuco), in March 1999.

Das 27 amostras analisadas 27,0% apresentaram valores superiores a 3 bits.ind^{-1} o que caracteriza uma alta diversidade. Com diversidade média, apresentando valores acima de 2 bits.ind^{-1} foram registradas 17 amostras, correspondendo a 62,9% e apenas uma amostra (37,0%) apresentou baixa diversidade com valor inferior a 2 bits.ind^{-1}. Os valores mínimos e máximos, para as 27 estações, oscilaram entre 1,4 bits.ind^{-1} na estação 21 e 3,3 bits.ind^{-1} na estação 11 (Figura 1).

A eqüitabilidade variou de um mínimo de 0,59 na estação 18 e o máximo de 1,0 na estação 11 (Figura 1).

Discussão

Nas regiões oceânicas tropicais e subtropicais, o desenvolvimento da comunidade planctônica depende da disponibilidade de nutrientes inorgânicos na zona eufótica, principalmente nitrogênio, uma vez que o regime diário da luz necessária para as reações fotossintéticas é suficiente em qualquer época do ano.

No Atlântico Sul Ocidental, entre a região equatorial e a Convergência Subtropical, o estoque de nutrientes inorgânicos dissolvidos mais próximo da zona eufótica encontra-se nas camadas subsuperficiais da Água Central do Atlântico Sul, porém, a área em que o presente trabalho foi desenvolvido, apresenta-se como o setor mais pobre em plâncton, tendo em vista as condições oligotróficas da Corrente Sul Equatorial, a partir da qual se originam as correntes superficiais que influenciam na área.

Em vista desse caráter hidrográfico da região, pôde-se observar que, especialmente em relação aos Tintinnina, os resultados obtidos confirmam esta característica da água da Corrente Sul Equatorial, onde foram identificadas 36 espécies, todas elas características de águas subtropicais e tropicais, mas que também ocorrem em diversos oceanos e mares do mundo.

Das mais freqüentes, *Rhabdonellopsis apophysata, Eutintinnus fraknoi, Undella claparedei, Epiplocylis undella, Rhabdonella amor* e *Rhabdonella elegans* formam um grupo de espécies citadas por Souto (1970a, 1970b), para as águas costeiras do Brasil. Entretanto, todas essas espécies possuem lóricas do tipo hialinas e são muito comuns em águas oceânicas do Nordeste do Brasil (Sassi et al. 1996, Galvão 2000). Mas o gênero *Eutintinnus*, em particular, também é freqüentemente encontrado na zona costeira, onde ocorre em associação com espécies com loricas aglutinantes, particularmente do gênero *Tintinnopsis* (Sassi & Melo 1989, Sassi et al. 1999, Sassi et al. 2004). Esses dois gêneros também têm sido observados com freqüência em

Tabela 2. Abundância relativa e densidade total de Tintinnina ocorrentes no Atol das Rocas (RN) e no Arquipélago de Fernando de Noronha (PE) no período de 13 a 30 de março de 1999. (● = >50% das amostras; ⊙ = >30% <50% das amostras; ✷ = >10% <30% das amostras; • = <10% das amostras).

Table 2. Relative abundance and total density of Tintinnina occurring in the das Rocas atoll (Rio Grande do Norte) and the Fernando de Noronha Archipelago (Pernambuco) in March 1999. (● = >50% of samples; ⊙ = >30% <50% of samples; ✷ = >10% <30% of samples; • = <10% of samples).

Tintinnina	Estações																										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27
OLIGOTRICHIDA																											
CODONELLIDAE																											
Codonella apicata	•	•	•			•		•	•	✷	•	⊙	•	✷	•	•	✷		•	•		•	•			•	•
Codonella nationalis						•										•											
Codonella aspera					•																						
CODONELLOPSIDAE																											
Codonellopsis tuberculata					•	•		✷	✷				•			•				•				•	•	•	✷
COXLIELLIDAE																											
Coxliella ampla																										•	
Coxliella laciniosa	•	•			•						•					•						•					
Coxliella massuti					•																		•				
Coxliella sp.					•	•				•	•		•			•	•					•	•			•	
Metacylis mereschkowskyi										•																	
Metacylis perspicax																				•							
PTYCHOCYLIDAE																											
Poroecus apicatus	•	•	•		•		•	•	•		✷		•			•	•	✷		•				✷	•	•	✷
PETALOTRICHIDAE																											
Petalotricha ampulla																			•				•				
RHABDONELLIDAE																											
Protorhabdonella simplex	•	•			•		•	•	•	•	•		•			•			✷			•				•	•
Rhabdonella amor	•	✷	•	•	•	•		•	•	⊙	✷		✷	•	⊙	✷	•		✷	✷	✷	✷	✷	⊙	•	✷	
Rhabdonella elegans	•	✷	⊙	✷	✷	•	•	✷	•	•	✷		✷		✷	✷	✷			✷		✷		•	✷	✷	✷
Rhabdonella henseni				•																							
Rhabdonella hydria		•																									
Rhabdonellopsis apophysata	✷	•	✷	⊙	⊙	⊙	•	⊙	⊙	✷	✷	•	✷	•	✷	✷	✷	✷	✷	✷	⊙	✷	✷	✷	⊙	✷	✷
EPIPLOCYLIDIDAE																											
Epiplocylis undella	•	•	•	•	•	✷	•		•	✷	•	✷	•		✷	•	✷			•	✷	✷	✷		•	•	•
Epiplocyloides reticulata	✷	•		•	•		✷	•			•	•				•			•			•	•			•	
XYSTONELLIDAE																											
Parundella attenuata					•																						
UNDELLIDAE																											
Undella claparedei	•	•			•		•	•	•		•	✷	✷	•	✷	✷	✷		✷	•	✷	✷	✷	✷	✷	✷	•
Undella hyalina								•					•				•										•
Undella subcaudata														•													
DICTYOCYSTIDAE																											
Dictyocista elegans lepida																							•			•	
Dictyocysta mitra								•	•										✷								
TINTINNIDAE																											
Amphorides quadrilineata	•	•			•	•			•	•	•		•			•						•	•			•	
Dadayella ganymedes		•			•	•			•		•		•								•	•	•		•	•	
Eutintinnus apertus		•	•	•	•	•				•	•		•	✷	•	•		✷	•	✷			•	•		•	•
Eutintinnus fraknoi	✷	✷	⊙	•	✷	•	✷	•	•	•	✷		•	●		•	•	✷		•	•	✷	•		•	•	•
Eutintinnus lususundae							•																				
Eutintinnus stramentus	•	•	•	•	•		•				•		•			•				•		•	•			•	
Eutintinnus tubulosus	•	•			•	•	•	•	•														•	•	•	•	•
Salpingella subconica																			•								
Steenstrupiella gracilis	•	•	•		•	•	•		•	•	•		•			•				•	•					•	
Steenstrupiella steenstrupii						•		•				✷				•											
Densidade (ind.m^{-3})	83	75	11	2	81	52	3	40	19	11	30	1,4	26	1,4	0,9	42	24	1,4	2	4	1,4	27	37	2	3	122	5

sistemas costeiros tropicais e temperados do Atlântico Norte (Sanders 1987, Verity 1987, Urrutxurtu 2004), Caribe (Gilron et al. 1991), India (Godhantaraman 2002) e Mar Mediterrâneo (Cariou et al. 1999, Modigh & Castalado 2002).

Os dados quantitativos que foram registrados nas amostras examinadas confirmam as características oligotróficas da massa d´água local. Os valores obtidos para as densidades dos Tintinnina (10^{-1} a 10^{2} org.m^{-3}) são similares aos que foram registrados na Costa do Estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil (Nogueira-Paranhos 1990) e ao sul do Mar Adriático (Krsinic 1982), mas estão bem abaixo dos que foram registrados em águas mais frias do Atlântico Sul Ocidental (Thompson & Alder 2005).

Diversos autores têm constado a existência de padrões de distribuição agregada nas populações dos Tintinnina, com formações de manchas, em amostras de superfície coletadas em áreas oceânicas (Reid 1982, Pompeu 1998). E muitas espécies de Tintinnina apresentam essa característica, agindo como estrategistas-r, reproduzindo-se muito rapidamente quando condições favoráveis existem. Assim, a persistência na área de espécies como *E. fraknoi, R. apophysata, R. amor, R. elegans, U. claparedei* e *E. undella*, podem igualmente apresentar essa estratégia, refletindo a sua habilidade em utilizar de forma mais eficiente os recursos alimentares disponíveis.

Segundo Capriulo (1982), a abundância e a composição dos ciliados podem estar na dependência da quantidade e tamanho do alimento disponível, tanto quanto da predação. Dados do macrozooplâncton não são disponíveis para a área, e as análises dos outros componentes do microzooplâncton, especialmente copépodos e larvas de crustáceos do microplâncton, que igualmente predam os Tintinnina, não parecem ter efeito expressivo sobre esses ciliados, pois mesmo ocorrendo de forma significativa em alguns momentos, conforme demonstrou o estudo nictemeral realizado na área (Nogueira 2000) se apresentaram com um número menor de indivíduos e mesmo quantificados juntos não ultrapassaram os números de indivíduos dos Tintinnina.

Como se constatou não se observou nenhuma área onde grandes populações de Tintinnina pudessem ser formadas; as maiores densidades foram registras em áreas mais afastadas dos bancos (estações 1 e 2) e também em algumas estações muito próximas dos bancos (estações 5 e 22), indicando agregações das populações, possivelmente transportadas para essas áreas por processos físicos.

Os dados apresentados refletem apenas condições encontradas em águas superficiais, mas sabe-se que os Tintinnina podem apresentar distribuições superpostas de grupos de espécies, com abundâncias numéricas variáveis em cada estrato (Balech 1972, Krsinic 1982). Assim, parece plausível que grandes populações de Tintinnina sejam encontradas em águas mais profundas, onde as concentrações de clorofila-a são mais elevadas. Na região, pelo menos durante o período estudado, a termoclina mantém-se sempre abaixo de 100 m, e as concentrações máximas de clorofila-*a* ficam restritas a esse nível de profundidades (Cordeiro et al. 2000, relatório não publicado). Ressalta-se, porém, que a presença de espécies umbrófilas de Tintinnina coletadas na superfície durante esta pesquisa, como por exemplo, *Dictyocysta mitra* e *U. hyalina* (Balech, 1972), parece ser um indício de que algum tipo de mecanismo de ascensão de águas de níveis mais profundos pode ocorrer na área.

A propósito, os Tintinnida mostram uma ampla plasticidade alimentar (detritos, picoplâncton, bacterioplâncton, diatomáceas microplanctônicas, dinoflagelados) nos diferentes ecossistemas e/ou quando em condições de estresse de alimento (Sitran et al. 2007). Assim, se considerarmos que o fitoplâncton tem pouca expressividade na área estudada, uma vez que na superfície as concentrações de clorofila-a são muito baixas e as maiores situam-se apenas nas proximidades da termoclina e não ultrapassam 0,22 µg.L^{-1} (Sampaio 1998, Cordeiro et al. 2000, dados não publicados), pode-se inferir que fontes alternativas de alimento podem estar subsidiando as cadeias alimentares pelágicas da região, possibilitando, em situações especificas, a formação de manchas de microplâncton como as que foram registradas em algumas estações. Assim, é provável que formas detritais como "mucos" e "agregados orgânicos", produzidos pelas comunidades bênticas do atol, especialmente os cnidários, possam representar um importante alimento do microzooplâncton local, nesses casos (Bowen et al. 1995). Esses agregados, citados por alguns autores como "produção paraprimária" ou "pseudoplâncton", têm sido observados com freqüência em várias regiões recifais do globo (Marshall 1965, Johannes 1967, Glynn 1973).

Agradecimentos

Agradecemos ao Dr. Ricardo de Souza Rosa, da Universidade Federal da Paraíba, pelo convite em participar do projeto 'Life History of the Lemon Shark', que nos possibilitou coletar amostras de plâncton nas imediações do Atol das Rocas e do arquipélago de Fernando de Noronha.

Referências Bibliográficas

BALECH, E. 1958. Plancton de la Campaña Antártica Argentina 1954-1955. Physis 21:75-108.

BALECH, E. 1962. Tintinnoinea y Dinoflagellata del Pacífico según material de las expediciones Norpac y Downwind del Instituto Scripps de Oceanografía. Rev. Mus. Argent. C. Nat. «B. Rivadavía», Cienc. Zool. 7(1):1-253.

BALECH, E. 1971. Microplancton del Atlantico Ecuatorial Oeste (Equalant I). Serv. Hidr. Naval. H. 654:1-103.

BALECH, E. 1972. Los Tintinnidos indicadores de afloramentos de águas (Ciliata). Physis 31(83):519-528.

BALECH, E. & SOUTO, S. 1980. Los tintininos de la campaña oceanografica "Productividad IV". Parte I. Physis 39:1-8.

BALECH, E. & SOUTO, S. 1981. Los tintininos de la campaña oceanográfica "Productividad" IV. Parte II. Physis 39:41-49.

KRSINIC, F. 1982. On vertical distribution of tintinnines (Ciliata, Oligotrichida, Tintinnina) in the open waters of the South Adriatic. Mar. Biol. 68(1):83-90.

BEERS, J.R. & STEWART, G.L. 1970. Numerical abundance and estimated biomass of microzooplankton. In The ecology of the plankton off La Jolla, California, in the period April through September, 1967 (part VI) (J.D.H Strickland, ed.). Bull. Scripps Inst. Oceanogr.17:66-87.

BOWEN, S.H., LUTZ, E.V. & AHLGREN, M.O. 1995. Dietary proteins determinants of food quality: trophic strategies compared. Ecology 76:899-907.

CAPRIULO, G.M. 1982. Feeding of field collected tintinnid microzooplankton on natural food. Mar. Biol. 71:3-86.

CAPRIULO, G.M. & CARPENTER, E.J. 1983. Abundance, species composition and feeding impact of tintinnid micro-zooplankton in Central Long Island Sound. Mar. Ecol. Prog. Ser. 10:277-288.

CAPRIULO, G.M., SHERR, E.B. & SHERR, B.F. 1991. Trophic behaviour and related community feeding activities of heterotrophic marine protists. In Protozoa and Their Role in Marine Processes (P. C. Reid, C. M, Turley & P. H, Burkill, eds). Springer-Verlag, Berlin, p.219-279.

CAPRIULO, G.M., SMITH, G., TROY, R., WIKFORS, G., PELLET, J. & YARISH, C. 2002. The planktonic food web structure of a temperate zone estuary, and its alteration due to eutrophication. Hydrobiologia 475-476:263-333.

CARIOU, J.B., DOLAN, J.R. & DALLOT, S. 1999. A preliminary study of tintinnid diversity in the NW Mediterranean Sea. J. Plank. Res. 21:1065-1075.

CORDEIRO, T., SASSI, R. & NOGUEIRA, E.M.S. 2000. Report on the research project: oceanographic structure and the plankton around

the Fernando de Noronha Chain, NE Brazil. Relatório técnico parcial. Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, Bahia. 16p.

DOLAN, J. 2000. Tintinnid ciliate diversity in the Mediterranean Sea: Longitudinal patterns related to water column structure in late spring-early summer. Aquat. Microb. Ecol. 22:20-30.

FERNANDES, L.F. 1999. Tintininos (Ciliophora – Subordem Tintinnina) de águas subantárticas e antárticas entre a Argentina e a Península Antártica (35° S-62° S) (Novembro de 1992). Rev. Bras. Oceanogr. 47(2):155-171.

GALVÃO, T.C. 2000. Taxonomia dos Tintinnina (Protozoa- Ciliophora-Oligotrichida) das águas da Cadeia Norte- Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa.

GILRON, G.L., LYNN, D.H. & ROFF, J.C. 1991. The annual cycle of biomass and production of tintinnine ciliates in a tropical neritic region near Kingston, Jamaica. Mar. Microb. Food Webs 5:95-113.

GLYNN, P.W. 1973. Ecology of a Caribbean coral reef. The Porites reef-flat biotope. Part II. Plankton community reef evidence for depletion. Mar. Biol. 22:1-21.

GODHANTARAMAN, N. 2002. Seasonal variations in species composition, abundance, biomass and estimated production rates of tintinnids at tropical estuarine and mangrove waters, Parangipettai, southeast coast of India. J. Mar. Sci. 36:161-171.

JOHANNES, R.E. 1967. Ecology of organic aggregates in the vicinity of a coral reef. Limnol. Oceanogr. 12:189-195.

JOHANSSON, M., OROKHOVA, E. & LARSSON, U. 2004. Annual variability in ciliate community structure, potential prey and predators in the open northern Baltic Sea proper. J. Plank. Res. 26(1):67-80.

KIKUCHI, R.K.P. 1994. Geomorfologia, Estratigrafia e Sedimentologia do Atol das Rocas (REBIO/IBAMA/RN), Atlântico Sul Ocidental Equatorial. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Bahia, Salvador.

KRSINIC, F. 1982. On vertical distribution of Tintinnines (Ciliata, Oligotrichida, Tintinnina) in the open Waters of the South Adriatic. Mar. Biol. 68:83-90.

LAVAL-PEUTO, M. & BROWNLEE, D.C. 1986. Identification and systematics of the Tintinnina (Ciliophora): evaluation and suggestions for improvement. Annls. Inst. Oceanogr. 62(1):69-84.

MARSHALL, N. 1965. Detritus over the reef and its potential contribution to adjacent waters of Eniwetok Atoll. Ecology 46:343-344.

MODIGH, M. & CASTALADO, S. 2002. Variability and persistence in tintinnid assemblages at a Mediterranean coastal site. Aquat. Microb. Ecol. 28:299-311.

NOGUEIRA, E.M.S. 2000. Estudo da diversidade e da estrutura da comunidade dos Tintinnina (Protozoa – Ciliophora – Oligotrichida) da região do Atol das Rocas e Arquipélago de Fernando de Noronha, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa.

NOGUEIRA-PARANHOS, J.D. 1990. Taxonomia e ecologia dos Tintinnina em um trecho da plataforma continental de Pernambuco, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

NOGUEIRA-PARANHOS, J.D. & PARANAGUÁ, M.N. 1991. Estudo dos Tintinnina em um trecho da plataforma continental de Pernambuco - Brasil. Anais do IV Encontro Brasileiro de Plâncton, p. 221-250.

ODUM, E.P. 1988. Ecologia. Rio de Janeiro, Guanabara. 434p.

PIELOU, E.C. 1967. The use of information theory in the study of the diversity of biological populations. Proc. 5th Berkeley Symp. Math. Stat. Probability, Univ. Calif. 4:163-177.

PIERCE, R.W. & TURNER, J.T. 1994. Plankton studies in Buzzards Bay, Massachussetts, USA. IV. Tintinnids, 1987 to 1988. Mar. Ecol. Prog. Ser. 112:235-240.

POMPEU, M. 1998. Microzooplâncton - Tintinnina da região de Abrolhos (16° a 21° S a 41° W). Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

REID, P.C. 1982. Patterns of spatial and temporal variability of marine planktonic Protozoa. Ann. Inst. oceanogr. 58(S):79-190.

RICKLEFS, R.E. 2003. A Economia da Natureza. 5 ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro. 478p.

SAMPAIO, J.A.A. 1998. Distribuição horizontal e vertical da clorofila-a fitoplanctônica em águas da zona econômica exclusiva do nordeste brasileiro. Relatório Técnico Final. 21p.

SANDERS, R.W. 1987. Tintinnids and other microzooplankton - seasonal distributions and relationships to resources and hydrography in a Maine estuary. J. Plank. Res. 9:65-77.

SASSI, R. & MELO, G.N. 1983. Levantamento preliminar dos Tintinoíneos (Protozoa-Oligotrichida) da Ponta dos Seixas, Paraíba, Brasil. In Encontro de Zoologia do Nordeste, 4. *Resumo dos trabalhos*. Maceió, p. 73.

SASSI, R. & MELO, G.N. 1986. Tintinnina (Protozoa-Ciliophora-Oligotrichida) from the first Brazilian Expedition to the Antartic. An. Acad. Bra. Ciênc. 58(Supl.):63-83.

SASSI, R. & MELO, G.N. 1989. Hyaline Tintinnina (Protozoa-Ciliophora-Oligotrichida) from northeast Brazilian coastal reefs. Bolm Inst. oceanogr. 37(1):59-74.

SASSI, R., LIMA, M.F. & MELO, G.N. 1996. Composição e distribuição do microzooplâncton da Cadeia de Fernando de Noronha (Atlântico Sul Ocidental), durante o verão de 1995. In: I Workshop - REVIZEE Nordeste I. Resumo dos Trabalhos. Recife, 120p.

SASSI, R., KUTNER, M.B.B. & POMPEU, M. 1999. First record of the ciliate *Eutintinnus apertus* with the attached diatom *Chaetoceros tetrastichon* in neritic waters of Southwestern Atlantic. Rev. Nord. Biol. 13(1/2):47-60.

SASSI, R, GALVÃO, T.C.O, LIMA, M.F. & COSTA, C.F. 2004. Tintinnina (Protozoa-Ciliophora-Oligotrichida) found in plankton samples collected in marine coastal waters from Northeast Brazil. Arq. Ciênc. Mar. 37:15-27.

SHANNON, C.E. 1948. A mathematical theory of communication. Bol. Syst. Tech. J. 27:379-423.

SITRAN, R. BERGAMASCO, A., DECEMBRINI, F. & GUGLIELMO, L. 2007. Temporal succession of tintinnids in the northern Ionian sea, central Mediterranean. J. Plank. Res. 29:495-508.

SOUTO, S. 1970a. Tintínnidos de la costa atlántica entre los 31° y 35° de latitud Sur (Uruguay y Sur de Brasil). Physis 30(80):187-208.

SOUTO, S. 1970b. Tintínnidos de la costa brasileira colectados por el Walter Herwig. Physis 30(80):209-224.

SOUTO, S. 1972. Tintínnidos subantárticos del Mar Argentino (Protozoa-Ciliata). Physis A 31:451-462.

THOMPSON, G.A. & ALDER, V.A. 2005. Patterns in tintinnid species composition and abundance in relation to hydrological conditions of the Southwestern Atlantic during austral spring. Aquat. Microb. Ecol. 40:85-101.

THOMPSON, G.A., ALDER, V.A., BOLTOVSKOY, D. & BRANDINI, F. 1999. Abundance and biogeography of tintinnids (Ciliophora) and associated microzooplankton in the Southwestern Atlantic Ocean. J. Plank. Res. 21(7):1265-1298.

URRUTXURTU, I. 2004. Seasonal succession of tintinnids in the Nervion River Estuary, Basque Country, Spain. J. Plank. Res. 26:307-314.

UTERMÖHL, H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 9:1-38.

VERITY, P.G. 1987. Abundance, community composition, size distribution, and production rates of tintinnids in Narragansett Bay, Rhode Island. Est. Coast. Shelf Sci. 24:671-690.

Recebido 23/10/07
Revisado 18/08/08
Publicado em 21/08/08

Dieta e comportamento alimentar de *Malacoctenus delalandii* (Perciformes: Labrisomidae)

***Pedro Henrique Cipresso Pereira*[1,2] *& Giuliano Buzá Jacobucci*[1,2]**

[1]Laboratório de Ecologia, Instituto de Biologia,
Campus Umuarama, Universidade Federal de Uberlândia – UFU,
Rua Ceará, s/n, CEP 38400-902, Uberlândia, MG, Brasil
[2]Autor para correspondência: Pedro Henrique Cipresso Pereira, e-mail: pedrohcp2@yahoo.com.br

PEREIRA, P.H.C. & JACOBUCCI, G.B. **Diet and feeding behavior of *Malacoctenus delalandii* (Perciformes: Labrisomidae).** Biota Neotrop., 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?article+bn01808032008

Abstract: This work analyzed the diet composition and the feeding behavior of *Malacoctenus delalandii*, a carnivorous species, with diurnal habit, that lives in holes and crevices of rock areas in tropical waters. For diet evaluation, 31 individuals were collected during diving using hand nets, in the Fortaleza beach, Ubatuba. The feeding offer was analyzed comparing the stomach contents of the collected individuals with ten samples of the *Amphiroa beauvoisii* calcareous algal phytal, the species foraging site. To describe the feeding behavior of *M. delalandii* 44 observation sections were performed using ad libitum and focal animal methods. The food items considered constant were crustaceans belonging to the order Isopoda (75.8%) and the suborder Gammaridea (86.2%), confirming the species carnivorous feeding habit. There was a significant difference ($G = 278.89$, $df = 70$, $p < 0.01$) between the availability of items in the substrate and the occurrence in the stomachs. A total of 410 minutes (6.8 hours) of direct underwater observations were performed, and we concluded that the individuals use the grubber excavation while moving feeding strategy. The species presented a foraging rate of 0.74 ± 0.164 bites per minutes (average ± standard deviation), evidencing low feeding activity and cryptobenthic habit.
Keywords: *blenny, trophic ecology, stomach contents, foraging activity, southeast Brazil.*

PEREIRA, P.H.C. & JACOBUCCI, G.B. **Dieta e comportamento alimentar de *Malacoctenus delalandii* (Perciformes: Labrisomidae).** Biota Neotrop., 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?article+bn01808032008

Resumo: O presente estudo teve como objetivo analisar a composição da dieta e o comportamento alimentar de *Malacoctenus delalandii*, uma espécie carnívora, de hábitos diurnos, que habita tocas e frestas de ambientes rochosos de águas tropicais. Para avaliação da dieta, foram coletados 31 indivíduos utilizando puçás, na praia da Fortaleza, município de Ubatuba. A oferta alimentar foi analisada comparando-se o conteúdo estomacal dos indivíduos com dez amostras do fital da alga calcária *Amphiroa beauvoisii*, local de forrageio da espécie. Para descrever o comportamento alimentar de *M. delalandii* foram realizadas 44 sessões de observação usando técnicas ad libitum e animal focal. Os itens alimentares considerados constantes foram os crustáceos pertencentes à ordem Isopoda (75,8%) e à subordem Gammaridea (86,2%), confirmando o hábito alimentar carnívoro da espécie. Houve uma diferença significativa ($G = 278,89$, g.L. $= 70$, $p < 0,01$) entre a disponibilidade de itens no substrato e a ocorrência destes nos estômagos. Foram realizados 410 minutos (6,8 horas) de observações subaquáticas diretas e concluiu-se que os indivíduos utilizam a estratégia alimentar de especulação do substrato ("grubber excavation while moving"). A espécie apresentou uma taxa de forrageamento de $0,74 \pm 0,164$ mordicadas per minutes (média ± desvio padrão), evidenciando baixa atividade alimentar e hábito criptobêntico.
Palavras-chave: *blênio, ecologia trófica, conteúdos estomacais, atividade de forrageamento, sudeste do Brasil.*

Introdução

As regiões de costões rochosos constituem um dos ambientes marinhos mais densamente habitados e com maior diversidade de espécies animais e vegetais existindo, portanto, uma grande quantidade de alimento disponível para os peixes que habitam esses locais (Moring 1979).

Estudos sobre a biologia alimentar de peixes, com análises de conteúdo estomacal, podem gerar subsídios para um melhor entendimento das relações entre a ictiofauna e os demais organismos da comunidade aquática, consistindo em uma importante ferramenta na definição de estratégias para o manejo sustentável dos ecossistemas (Hahn & Delariva 2003).

O estudo do regime alimentar de peixes marinhos tem grande importância, existindo uma relação bastante estreita entre quantidade, qualidade, disponibilidade, distribuição e abundância de alimento (Kawakami & Amaral 1983). Além da relevância ecológica para a compreensão do funcionamento dos sistemas, a trofodinâmica tem importância prática no que tange ao uso sustentado do ambiente, auxiliando na compreensão de muitos processos biológicos e exploração racional de estoques de peixes e de outros organismos marinhos de valor econômico (Amaral & Migotto 1980, Costa et al. 1987).

Peixes bentívoros apresentam uma grande diversidade de comportamentos alimentares (Gerking 1994), além de várias adaptações morfológicas relativas ao comportamento de forrageamento e fuga de predadores, e exploram de forma eficiente os substratos bentônicos consolidados e não consolidados (Hobson & Chess 1986, McCornick 1995, Platell et al. 1998). Esses peixes possuem usualmente apêndices sensoriais e maxilares inferiores móveis, predando invertebrados bentônicos associados ao fundo, enterrando a boca no substrato e engolindo parte do sedimento (Hobson & Chess 1986, Sazima 1986, Edgar & Shaw 1995).

A escolha do alimento mais apropriado às necessidades nutricionais e adaptativas dos peixes depende da oferta alimentar no ambiente e da variação sazonal (Mittelbach & Persson 1998). Desse modo, a presença de determinado tipo de alimento nos estômagos não significa, necessariamente, que se trata do item preferido, tendo em vista que o mesmo possa ter sido ingerido enquanto o item alimentar mais usual estava ausente, pouco freqüente ou difícil de ser capturado (Cyrus 1988, Pinnegar 2003). Para obter informações confiáveis acerca da escolha alimentar de peixes, é necessário analisar os conteúdos estomacais, a oferta de alimento e avaliar o comportamento alimentar através de observações diretas no ambiente natural e, se possível, também em condições experimentais (Zavala-Camin 1996).

Malacoctenus delalandii (Valenciennes, 1836) é uma espécie de pequeno porte, atingindo aproximadamente 8 cm de comprimento total, possui o focinho afilado, boca com dimensão moderada, o terceiro e o quarto espinhos da nadadeira dorsal menores que os demais (Carvalho-Filho 1999, Hostim-Silva et al. 2006). Habita os interstícios da porção rasa de costões rochosos, recifes de corais, bancos de algas e de areia, ocorrendo no Oceano Atlântico Ocidental, de Belize até Santa Catarina, e utiliza pequenos invertebrados em sua dieta, principalmente crustáceos (Hostim-Silva et al. 2006). Há alguns trabalhos que descrevem a composição da dieta de *Malacoctenus*, indicando um predomínio de crustáceos, particularmente decápodes (anomuros e braquiúros), anfípodes e isópodes, embora poliquetos e gastrópodes também sejam itens alimentares comumente utilizados (Cervigón 1966, Almeida 1972, Kotrschal & Thomson 1986, Zamprogno 1989, Sabino 1992, Santos 2005).

O presente estudo teve como objetivo caracterizar a composição da dieta de *M. delalandii* na praia da Fortaleza, litoral norte do estado de São Paulo, comparar o conteúdo estomacal com a disponibilidade de itens alimentares encontrados no ambiente onde os indivíduos foram coletados, além de observar e descrever o comportamento alimentar da espécie.

Material e Métodos

1. Área de estudo

A região de Ubatuba constitui uma importante zona de transição faunística entre a Patagônia e regiões tropicais (Mantelatto 1995), com conjuntos de organismos adaptados às condições flutuantes do meio, havendo proporção significativa de elementos endêmicos, alguns membros das faunas adjacentes (Caribe e Patagônia) e organismos circuntropicais (Medeiros 1989). O estudo foi realizado na Praia da Fortaleza (23° 32' S e 45° 10' W), no município de Ubatuba, estado de São Paulo (Figura 1). A praia localiza-se na enseada da Fortaleza formada por uma feição rochosa estreita que avança na direção sudoeste-nordeste, e apresenta uma grande variedade de substratos, representados principalmente por bancos de areia e rochas recobertas por algas calcárias da espécie *Amphiroa beauvoisii* (J.V. Lamouroux, 1816), algas frondosas como *Sargassum filipendula* e *Galaxaura stupocaulon* e pelo zoantídeo *Palythoa caribaeorum* (observação pessoal).

2. Coleta de indivíduos e análise do conteúdo estomacal

Em outubro de 2006 e março de 2007 indivíduos de *Malacoctenus delalandii* foram coletados com o uso de um puçá, através de técnica de mergulho livre ("snorkeling"). Os peixes foram capturados em águas rasas entre 0 e 2 metros de profundidade, nos períodos da manhã e da tarde, durante as quais foi registrada a atividade predatória da espécie (Zamprogno 1989).

Os indivíduos coletados foram anestesiados com mentol a 10 $g.L^{-1}$ diluído na própria água do mar e fixados logo após a captura com solução de formaldeído a 10%, injetada em suas cavidades abdominais para garantir a conservação do conteúdo estomacal (Zavala-Camin 1996). Em laboratório, os animais foram pesados e medidos (CT), os tubos digestivos foram retirados, colocados em placas de Petri e analisados em estereomicroscópio com aumento máximo de 40x. Os itens alimentares foram identificados até o menor nível taxo-

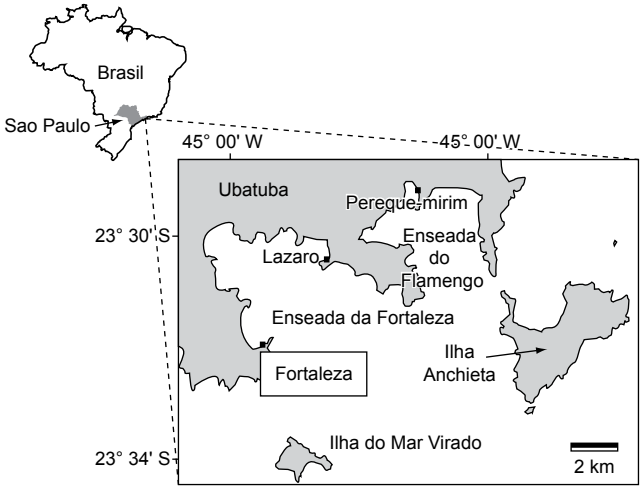


Figura 1. Localização da área de estudo, na Praia da Fortaleza (23° 32' S e 45° 10' W), Ubatuba, Estado de São Paulo, Brasil.

Figure 1. Location of the study area, in Fortaleza Beach (23° 32' S and 45° 10' W), Ubatuba, State of São Paulo, Brazil.

nômico possível, utilizando-se chaves específicas e consultando-se especialistas.

Para a análise qualitativa e quantitativa dos itens alimentares foi usado o método de freqüência de ocorrência (FO%) (Hyslop 1980), segundo o qual, o número de peixes nos quais apareceu um determinado item é expresso como a porcentagem do número total de peixes examinados que contenham alimento. Como este método indica a constância ou a casualidade de cada tipo de item na dieta da espécie, foram estabelecidas três categorias para os itens alimentares (Zamprogno 1989) a) Itens "constantes", quando presentes em mais de 50% dos estômagos; b) Itens "acessórios", quando presentes em 25 a 50% dos estômagos; and c) Itens "acidentais", quando presentes em menos de 25% dos estômagos. Calculou-se também a composição percentual (CPE%), que equivale à porcentagem que cada item representa no total de itens encontrados nos estômagos (Hyslop 1980).

Além disso, foi utilizado o método da dominância (Hynes 1950, Bennemann et al. 2006), analisando-se a porcentagem do número de vezes que determinado item é dominante numericamente (ocorre mais vezes) em um estômago, em função do total de estômagos analisados.

3. Disponibilidade de itens alimentares associados à alga Amphiroa beauvoisii

A disponibilidade de itens alimentares associados à alga rodófita calcária *Amphiroa beauvoisii*, substrato predominante na área de estudo (dados não publicados) e utilizado por *M. delalandii* em sua atividade alimentar, foi comparada à composição dos conteúdos estomacais dos indivíduos amostrados. Para tanto, amostras aleatórias da alga foram coletadas em março de 2007, sendo cada amostra representada pelo material removido em um quadrante de 10 x 10 cm. As algas foram colocadas em sacos de tecido (voal) com malha de 0,25 mm e levadas ao laboratório. A fauna associada às algas foi removida e as algas secas à temperatura ambiente por 24 horas e, em seguida, pesadas. Posteriormente foram identificadas e quantificadas as espécies de invertebrados associadas e calculada a densidade (número de indivíduos por grama de alga). A composição percentual das espécies identificadas na alga e no conteúdo estomacal foi comparada através do teste G (Ayres et al. 2003).

4. Observação do comportamento alimentar

Para o estudo do comportamento alimentar também foi utilizada a técnica de mergulho livre. As observações foram realizadas do início da manhã (8:00 horas) até o final da tarde (17:00 horas). Nenhuma observação noturna foi realizada, pois não corresponde ao período de alimentação da espécie. As sessões de observação foram padronizadas em 10 minutos, exceto no caso de fuga dos indivíduos. Neste caso, a observação era interrompida e contabilizado o tempo até o momento da fuga. Inicialmente, foi utilizado para observação o método ad libitum (Altmann 1974, Lehner 1979), através do qual foi criada uma lista de padrões de comportamento alimentar apresentados pelos indivíduos de *Malacoctenus delalandii*. Posteriormente, foi utilizado o método animal focal, registrando-se todas as ocorrências do comportamento alimentar em uma prancheta de PVC. O comportamento dos indivíduos foi descrito e os seguintes dados foram registrados durante sessões de 10 (dez) minutos de observações subaquáticas para cada individuo: hora do início da observação, tipo de substrato no qual se iniciou o forrageamento e número de mordiscadas em cada tipo de substrato utilizado na alimentação (Ferreira et al. 1998, Bonaldo et al. 2005). Para comparar o número de mordiscadas por minuto (taxa de forrageamento) nos diferentes períodos do dia foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis (Ayres et al. 2003).

Resultados

1. Análise do conteúdo estomacal

No total foram coletados 31 exemplares (15 em outubro de 2006 e 16 em março de 2007) com tamanho variando de 3,5 a 7,4 cm (CT), com média de 6,03 cm e peso total de 0,4 a 4,5 g. Dos 31 estômagos analisados, 29 (93,5%) continham alimento e dois (6,5%) estavam vazios.

Foram encontrados itens alimentares pertencentes a quatro filos, seis classes, seis ordens, 12 famílias, dois gêneros e nove espécies (Tabela 1). Segundo a classificação por categoria, foram considerados itens constantes aqueles pertencentes à Ordem Isopoda e à Subordem Gammaridea, ambos pertencentes à Superordem Peracarida. Os itens considerados acessórios foram a Classe Foraminiferida, a Classe Gastropoda, a Classe Ostracoda, o isópode *Janaira gracilis*, a Ordem Tanaidacea, a Família Ampithoidae, o gamarídeo Hyale nigra, e a Subordem Caprellidea - *Caprella scaura*. Os demais itens foram considerados acidentais.

Pôde-se verificar que no conteúdo estomacal da espécie foram encontrados invertebrados com dimensões e hábitos muito varia-

Tabela 1. Itens alimentares encontrados no conteúdo estomacal de *Malacoctenus delalandii* na praia da Fortaleza (n = 29). (FO %) = freqüência de ocorrência. (d) = número de estômagos em que determinado item alimentar foi dominante. (D %) = porcentagem de dominância. Categorias = categoria da constância de ocorrência. ( ) = número de estômagos em que o item foi encontrado.

Table 1. Food items found in the stomach contents of *Malacoctenus delalandii* on the Fortaleza beach (n = 29). (FO %) = frequency of occurrence. (d) = number of stomachs in which a certain item was dominant. (D %) = percentage of dominance. Categories = categories of occurrence constancy. ( ) = number of stomachs in which the item was found.

Item alimentar	F.O. (%)	d	D (%)	Categorias
FILO Protozoa – Foraminiferida – Foraminífero (9)	31,0	-	-	Acessório
FILO Mollusca – Classe Gastropoda (8)	27,6	-	-	Acessório
Fragmento Gastropoda (3)	10,4	-	-	-
Ordem Archaeogastropoda	-	-	-	-
Fissurella sp. (1)	3,4	-	-	-
Ordem Mesogastropoda	-	-	-	-
Familia CAECIDAE (4)	-	-	-	-
Caecum sp. (4)	13,8	-	-	-
FILO Annelida – Classe Polychaeta (7)	24,1	2	6,9	Acidental
FILO Arthropoda – Classe Insecta (1)	3,4	-	-	Acidental

Tabela 1. Continuação...

Item alimentar	F.O. (%)	d	D (%)	Categorias
FILO Arthropoda – Crustacea	38,0	5	17,2	Acessório
Classe Ostracoda (11)	-	-	-	-
FILO Arthropoda – Crustacea	17,2	-	-	Acidental
Classe Copepoda (5)	-	-	-	-
FILO Arthropoda – Crustacea	-	-	-	-
Classe Malacostraca	-	-	-	-
Superordem Peracarida	-	-	-	-
Ordem Decapoda (2)	6,9	-	-	Acidental
FILO Arthropoda – Crustacea	-	-	-	-
Classe Malacostraca	75,8	-	-	-
Superordem Peracarida	55,2	-	-	-
Ordem Isopoda (22)	-	8	27,6	Constante
Fragmento Ordem Isopoda (16)	38,0	5	17,2	-
Família JANIRIDAE (11)	-	-	-	-
Janaira gracilis (11)	-	2	6,9	-
Família JAEROPSIDAE (1)	-	-	-	-
Jaeropsis dubia (1)	3,4	-	-	-
Família SHAEROMATIDAE (5)	-	-	-	-
Cymodoce brasiliensis (5)	17,2	1	3,4	-
FILO Arthropoda – Crustacea	-	-	-	-
Classe Malacostraca	-	-	-	-
Superordem Peracarida	-	-	-	-
Ordem Tanaidacea (12)	41,4	2	6,9	Acessório
Fragmento Ordem Tanaidacea (11)	38,0	2	6,9	-
Familia LEPTOCHELIIDAE (1)	-	-	-	-
Leptochelia savignyi (1)	3,4	-	-	-
FILO Arthropoda – Crustacea	-	-	-	-
Classe Malacostraca	-	-	-	-
Superordem Peracarida	-	-	-	-
Ordem Amphipoda	-	-	-	-
Subordem Gammaridea (25)	86,2	11	37,8	Constante
Fragmento Subordem Gammaridea (17)	58,6	6	20,7	-
Família AMPHILOCHIDAE (3)	-	-	-	-
Amphilocus neapolitanus (3)	10,4	-	-	-
Família AMPITHOIDAE (14)	48,3	3	10,4	-
Cymadusa filosa (2)	6,9	-	-	-
Família HYALIDAE (9)	-	-	-	-
Hyale nigra (9)	31,0	2	6,9	-
Família MELITIDAE (1)	3,4	-	-	-
Família STENOTHOIDAE (1)	-	-	-	-
Stenothoe valida (1)	3,4	-	-	-
FILO Artropoda – Crustacea	-	-	-	-
Classe Malacostraca	-	-	-	-
Superordem Peracarida	-	-	-	-
Ordem Amphipoda	-	-	-	-
Subordem Caprellidea (12)	41,4	1	-	Acessório
Fragmento Subordem Caprellidea (10)	34,5	-	3,4	-
Família Caprellidae (12)	-	-	-	-
Caprella scaura (12)	41,4	1	3,4	-
Fragmentos de Alga Verde (9)	31,0	-	-	Acessório
Fragmentos de Alga Calcárea (9)	31,0	-	-	Acessório

dos, desde foraminíferos com tamanho extremamente reduzido até caprelídeos com dimensões bem maiores.

Adicionalmente, foi utilizado o método da dominância, que é uma alternativa à pesagem dos itens, devido às dimensões muito pequenas e o avançado estado de digestão dos mesmos. Observando os valores de dominância pôde-se notar que alguns itens com valores não muito altos de freqüência de ocorrência e de composição percentual foram dominantes em vários estômagos analisados. É o caso do item Ostracoda, que teve uma freqüência de ocorrência de 38,0% e uma composição percentual baixa de 8,0% e, no entanto, foi dominante em cinco (17,2%) dos estômagos analisados.

Através da representação gráfica da composição percentual (CPE%) (Figura 2), que corresponde a quanto cada item representa no total de itens encontrados, na dieta de *Malacoctenus delalandii*, pôde-se perceber que os itens Gammaridea e Isopoda foram os mais importantes, representando 18,0 e 17,0% respectivamente. Já os itens Insecta e Decapoda tiveram representações mínimas, com 1,0 e 2,0% respectivamente. Demais itens, como Tanaidacea e Caprellidea que apresentaram valores relevantes na freqüência de ocorrência, também podem ser considerados importantes na composição percentual, pois representaram cada um 9,0% dos itens encontrados.

2. Disponibilidade de itens alimentares associados à alga Amphiroa beauvoisii

A disponibilidade de itens alimentares associados à alga rodófita calcária *Amphiroa beauvoisii*, a qual *Malacoctenus delalandii* está intimamente relacionado, foi avaliada comparando-se os itens encontrados nos estômagos dos indivíduos coletados com as amostras coletadas da alga. Foram coletadas dez amostras de algas, que totalizaram 77,25 g, nas quais foram encontrados 4.668 invertebrados o que resultou em uma densidade média de 60,42 indivíduos.g^{-1}.

Houve uma grande variação na densidade dos invertebrados encontrados nas algas (Tabela 2). Alguns apresentaram densidades mínimas, como é o caso da Classe Echinoidea (0,018 ± 0,056 ind.g^{-1}) e Holothurioidea (0,09 ± 0,029 ind.g^{-1}) e também da Ordem Decapoda (0,010 ± 0,034 ind.g^{-1}), no entanto outros táxons foram encontrados em grande quantidade em todas as algas, como é o caso do gastrópode *Caecum* sp. com densidade de 13,10 ± 15,42 ind.g^{-1} e da Classe Polychaeta (11,18 ± 5,898 ind.g^{-1}).

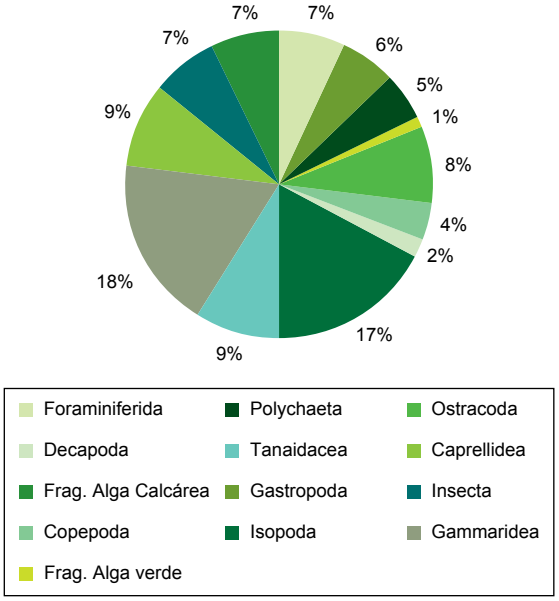


Figura 2. Composição percentual (CPE%) dos conteúdos estomacais de *Malacoctenus delalandii* com os itens alimentares agrupados em categorias amplas.

Figure 2. Percent composition (CPE%) of the stomach contents of the *Malacoctenus delalandii* with the food items grouped in broad categories.

Ao avaliar a composição percentual dos invertebrados encontrados nas algas calcárias e nos conteúdos estomacais dos indivíduos coletados em março de 2007, pôde-se concluir que houve diferença significativa em sua ocorrência. Tal diferença foi observada para grandes grupos ($G = 278,89$; g.L. = 70; $p < 0,01$), com maior incidência de itens dos grupos Gammaridea, Caprellidea, Isopoda e Ostracoda. Por outro lado, grupos como o filo Echinodermata (Classes Ophiuroidea, Echinoidea e Holothurioidea), a classe Pycnogonida e a família Chironomidae (Diptera) foram encontrados exclusivamente na alga calcária (Figura 3a).

No entanto, ao avaliar somente as espécies de crustáceos peracáridos, não foi verificada diferença significativa ($G = 87,31$; g.L. = 44; $p > 0,05$) entre a composição percentual (CPE%) dos invertebrados encontrados nas algas calcárias e nos conteúdos estomacais de *Malacoctenus delalandii* (Figura 3b).

3. Comportamento alimentar

O comportamento alimentar da espécie foi observado em 44 indivíduos, com sessões de 10 minutos (excetuando-se fuga), obtendo-se um total de 410 minutos de observação direta (6,8 horas).

Pôde-se verificar que a espécie utiliza a tática de especulação do substrato "grubber excavation while moving" como tipo de estratégia alimentar. Os indivíduos geralmente permanecem abrigados em tocas ou fendas próximas às regiões com grande disponibilidade de alga calcária e se deslocam próximos ao substrato, capturando através de movimentos curtos e rápidos invertebrados associados às algas. Verificou-se durante as observações que os indivíduos não percorrem grandes distâncias para explorar os substratos de alga calcária e capturar invertebrados. A distância média percorrida foi de 82,19 cm, com valor mínimo de 30 cm e máximo de 200 cm.

Foi observado em 31 indivíduos (70,45%) um comportamento particular de expulsão de partículas ao mordiscar o substrato e capturar o alimento.

Verificou-se também uma variação na coloração dos indivíduos, dependendo da coloração dos substratos nos quais os mesmos se encontravam, variando de vermelho escuro (locais onde as algas são mais escuras) a um marrom claro em locais com menos algas e mais rochas. O substrato dominante no início do forrageamento foi a alga calcária (95,4%), no entanto, o peixe também foi encontrado sob rochas (2,3%) e no fundo arenoso (2,3%).

A taxa média de forrageamento (número de mordiscadas por minuto) no substrato de alga calcária (Figura 4) foi de 0,74 ± 0,164 mordicadas por minuto (média ± desvio padrão). Não houve diferença significativa na taxa de forrageamento de *Malacoctenus delalandii* entre os diferentes períodos do dia ($H = 9,740$; g.L. = 8; $p > 0,05$).

Foi observada em duas oportunidades durante os mergulhos, a tentativa de caranguejos (Brachyura) adultos capturarem os indivíduos de *Malacoctenus delalandii*, enquanto os mesmos exploravam o substrato de alga calcária e tentavam encontrar os invertebrados para alimentação, principalmente em locais com frestas e tocas.

Discussão

O hábito alimentar carnívoro é bastante difundido entre os representantes da família Labrisomidae, como atestam diversos trabalhos realizados em diferentes regiões. Randall (1967) encontrou principalmente decápodes e peracáridos na dieta de *Labrisomus nuchipinnis* e *Labrisomus guppyi* na América Central. O trabalho de Zamprogno

Tabela 2. Lista de espécies e densidade dos invertebrados encontrados nas amostras de *Amphiroa beauvoisii* coletadas na praia da Fortaleza, município de Ubatuba. Densidade (média ± desvio padrão) = Ind.g^{-1}

Table 2. List of species and density of the invertebrates found in samples of *Amphiroa beauvoisii* collected on Fortaleza beach, Ubatuba. Density (average ± standard deviation) = Ind.g^{-1}

Filo	Classe	Ordem	Família	Espécie	Densidade
Protozoa	-	Foraminiferida	-	-	2,761 ± 2,523
Mollusca	Gastropoda	Archeogastropoda	FISSURELIDAE	*Fissurella* sp.	0,472 ± 0,529
		-	SCISSURELLIDAE	*Scissurella cingulata*	1,157 ± 2,218
		Mesograstropoda	TRICOLIIDAE	*Tricolia affinis*	9,839 ± 11,66
		-	CAECIDAE	*Caecum* sp.	13,10 ± 15,42
		-	CERITHIIDAE	*Cerithium atratum*	0,817 ± 0,661
		Neogastropoda	NATICIDAE	*Natica* sp.	0,057 ± 0,103
			COLUMBELLIDAE	*Anachis* sp.	0,158 ± 0,156
		Nudibranchia	PYRAMIDELLIDAE	*Odostomia impressa*	0,187 ± 0,190
		-	-	-	0,205 ± 0,285
	Bivalvia	-	-	-	0,384 ± 0,374
Annelida	Polychaeta	-	-	-	11,18 ± 5,898
Artropoda	Malacostraca	Amphipoda	AMPITHOIDAE	*Ampithoe ramondi*	0,090 ± 0,020
		-	-	*Cymadusa filosa*	0,125 ± 0,228
		-	HYALIDAE	*Hyale nigra*	0,780 ± 1,421
		-	LYSIANASSIDAE	*Shoemakerella nasuta*	0,093 ± 0,196
		-	MELITIDAE	*Dulichiella appendiculata*	0,210 ± 0,318
		-	-	*Elasmopus brasiliensis*	1,847 ± 1,604
		-	-	*Quadrimaera miranda*	0,015 ± 0,047
		-	CAPRELLIDAE	*Caprella scaura*	0,068 ± 0,123
		Decapoda	XANTHIDAE	*Eurypanopeus abbreviatus*	0,010 ± 0,034
		-	HIPPOLYTIDAE	*Hippolyte* sp.	0,114 ± 0,262
		Isopoda	ANTHURIDAE	*Paranthura urochroma*	0,140 ± 0,186
		-	JANIRIDAE	*Janaira gracilis*	1,604 ± 1,198
		-	SPHAEROMATIDAE	*Cymodoce brasiliensis*	0,033 ± 0,104
		Tanaidacea	LEPTOCHELIIDAE	*Leptochelia savignyi*	4,764 ± 5,431
			TANAIDAE	*Zeuxo coralensis*	0,043 ± 0,135
	Ostracoda	-	-	-	5,567 ± 10,12
	Maxillopoda	Harpacticoida	PELTIDIIDAE	-	0,009 ± 0,029
	Pycnogonida	-	-	-	0,034 ± 0,058
	Insecta	Diptera	CHIRONOMIDAE	-	0,633 ± 1,083
Echinodermata	Ophiuroidea	Ophiurida	AMPHIURIDAE	*Amphipholis squamata*	4,204 ± 3,429
			OPHIACTIDAE	*Ophiactis savignyi*	1,486 ± 1,378
	Echinoidea	Temnopleuroida	TOXOPNEUSTIDAE	*Lytechinus variegatus*	0,018 ± 0,056
	Holothurioidea	-	-	-	0,009 ± 0,029

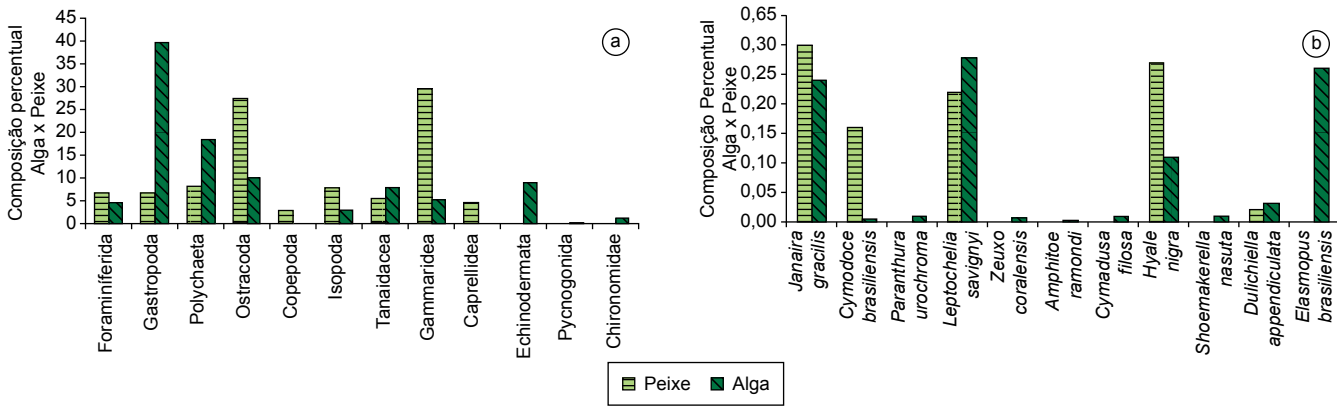


Figura 3. a) Composição percentual (CPE%) dos invertebrados agrupados em categorias amplas e dos b) crustáceos peracáridos encontrados nas algas calcárias e conteúdos estomacais de *Malacoctenus delalandii*, durante a coleta realizada em março 2007.

Figure 3. a) Percent composition (CPE%) of the invertebrates grouped in broad categories and of b) peracarid crustaceans found in the calcareous algae and stomach contents of the *Malacoctenus delalandii*, in March 2007 sampling.

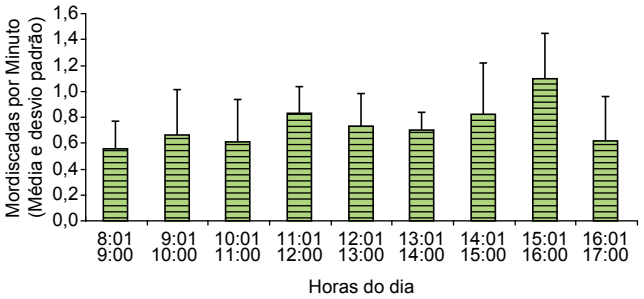


Figura 4. Taxa de forrageamento (mordiscadas por minutos) no substrato de alga calcária, para indivíduos de *Malacoctenus delalandii* (N = 44).

Figure 4. Foraging rate (bites per minutes) on the calcareous algal substrate, for *Malacoctenus delalandii* individuals (N = 44).

(1989), no litoral do Espírito Santo, descreveu principalmente poliquetas, isópodes e anfípodes nos tubos digestivos de *Labrisomus nuchipinnis*. Quijada & Cáceres (2000), na costa do Chile, encontraram crustáceos decápodes como principal item na alimentação dos labrisomídeos *Auchenionchus variolosus* e *Calliclinus geniguttatus*. Também para uma espécie da família Labrisomidae, endêmica das ilhas Galápagos, *Dialommus fuscus*, Nieder (2001) confirmou o hábito carnívoro e encontrou principalmente decápodes e copépodes, além de anfípodes, isópodes e poliquetas no conteúdo estomacal. Kotrschal & Thomson (1986), analisando o conteúdo estomacal de cinco espécies do gênero *Malacoctenus* encontrou anfípodes, caranguejos anomura e braquiúra, poliquetas errantes e Caprellidea.

Baseando-se nas análises de conteúdo estomacal, *Malacoctenus delalandii* também pode ser considerada uma espécie de hábito alimentar carnívoro, alimentando-se de uma grande variedade de invertebrados, principalmente itens pertencentes à Superordem Peracarida, observando-se uma freqüência de ocorrência de 75,8% para isópodes e de 86,2% para anfípodes. As informações disponíveis na literatura sobre hábitos alimentares de *Malacoctenus delalandii* também indicam o hábito carnívoro e corroboram os dados obtidos no presente estudo. Em estudo realizado por Cervigón (1966) na costa da Venezuela foram encontrados principalmente pequenos crustáceos decápodes e anfípodes nos conteúdos estomacais de *M. delalandii*. Já no Brasil, Almeida (1972), na região de Salvador, Bahia, encontrou fragmentos de crustáceos na dieta de *M. delalandii*. Também no Brasil, no litoral do Espírito Santo, Zamprogno (1989) encontrou anfípodes e isópodes como itens principais. Sabino (1992), estudando a partilha de recurso alimentar e espacial em duas espécies de labrisomídeos, em costões rochosos do litoral de Ubatuba, SP, descreveu que a dieta desta espécie é composta basicamente de Crustacea (Amphipoda & Majidae), Polychaeta e Gastropoda. Santos (2005), em estudo da ecologia trófica de espécies de Blennioidei em São Sebastião, SP, descreveu que a dieta de *M. delalandii* é composta principalmente por anfípodes e larvas de crustáceos.

Os táxons mais importantes encontrados em algas calcárias e consumidos por comunidades de peixes bentívoros carnívoros são Crustacea e Polychaeta (Norton & Benson 1983, De Grave et al. 2000, Foster 2001), fato confirmado no presente estudo. Os gamarídeos tiveram a maior ocorrência no conteúdo estomacal, o que ocorre, provavelmente, devido à grande representatividade desses crustáceos em comunidades associadas a algas bentônicas (Nakamura 1971, Tararam & Wakabara 1981, Jacobucci & Leite 2002), incluindo-se substratos dominados por algas calcárias (Masunari 1983, Metri 2006). O item Isopoda foi o segundo em freqüência de ocorrência nos conteúdos estomacais, o que também é justificado por serem crustáceos predominantemente bentônicos e de ampla ocorrência nos substratos. Além disso, os isópodes representam também um dos principais itens encontrados no conteúdo estomacal de peixes recifais de regiões temperadas (Nakamura 1971).

Embora tenha sido encontrada uma freqüência de ocorrência nos estômagos de 31% de algas calcárias e também de 31% de algas verdes, tal fato não as caracteriza como item acessório, pois são ingeridas acidentalmente no momento que a espécie captura os invertebrados que forrageiam sobre as algas e assim, não fazem parte diretamente do hábito alimentar do peixe (Linkowski et al. 1983, Kotrschal & Thomson 1986, Santos 2005).

Foi observada nas análises do conteúdo estomacal, para alguns itens, uma dominância elevada associada a uma freqüência de ocorrência baixa. Isso demonstra que determinado item não esteve presente em um grande número de estômagos, no entanto, quando presente ocorreu em grandes quantidades. Isto pode indicar que o item é raro ou tem distribuição heterogênea no substrato, fato comum em comunidades bentônicas (Tanaka et al. 2003) e, no entanto, faz parte da dieta da espécie. Tal situação fica evidente com o item Ostracoda, que atingiu valores altos de dominância comparada à freqüência de ocorrência.

Peixes que vivem associados a ambientes recifais apresentam um significativo padrão de seletividade alimentar, que ainda não foi claramente compreendido, no entanto, seguem alguns princípios relacionados à qualidade nutricional, anatomia e comportamento da presa, além da morfologia no predador (Keesing 1990, Gochfeld 2004, Pratchett 2007). As análises obtidas, comparando os invertebrados encontrados nos estômagos dos peixes com os do substrato de alga calcária, demonstraram que existe diferença significativa na composição da dieta desta espécie em relação à oferta alimentar encontrada na alga rodófita calcária *Amphiroa beauvoisii*. Alguns itens como o gastrópode *Tricolia affinis*, e os ofiuróides *Amphipholis squamata* e *Ophiactis savignyi* possuíram altos valores de densidade (ind.g^{-1}) no substrato, no entanto, não foram encontrados em nenhum estômago. A não utilização de *Amphipholis squamata* e *Ophiactis savignyi* pode estar relacionada à impalatabilidade desses itens e principalmente ao tamanho relativamente grande em relação à abertura da boca de *Malacoctenus delalandii* (Main et al. 1985, Pinnegar et al. 2003). Já no caso do gastrópode *Tricolia affinis*, o fato pode estar relacionado à baixa qualidade nutricional do alimento, devido à presença da concha calcária que não teria um importante papel na dieta da espécie (Pratchett 2007).

Outros itens não apresentaram valores de densidade tão elevados na alga calcária *Amphiroa beauvoisii*, no entanto, foram muito abundantes nos conteúdos estomacais, podendo-se citar como exemplo, os itens *Caprella scaura* (anfípode) e *Janaira gracilis* (isópode). Isto indica que o consumo significativo desses itens pela espécie pode estar relacionado à alta qualidade nutricional dos mesmos (Gochfeld, 2004) ou à facilidade de captura das presas. Anfípodes caprelídeos, embora possam apresentar características crípticas em relação ao substrato em que se fixam, têm baixa mobilidade (Caine 1989), e são relativamente grandes, quando comparados a outros invertebrados associados a algas, o que poderia explicar a preferência de *M. delalandii* por esses peracáridos.

Em ambientes recifais tropicais, as espécies podem ser ativas durante o dia (diurnas), durante a noite (noturnas) ou ainda durante o crepúsculo (crepusculares) (Collette & Talbot 1972, Iigo & Tabata 1996). Segundo Hobson (1973), quando estes peixes estão ativos suas ações são dominadas pela alimentação, e quando estão inativos, seu comportamento está relacionado preferencialmente com a proteção. *Malacoctenus delalandii* pode ser caracterizada como uma espécie bentônica recifal de hábito diurno, o que é confirmado por estudos

anteriores no Brasil (Menezes & Figueiredo 1985, Zamprogno 1989, Sabino 1992, Carvalho-Filho 1999, Santos 2005).

Com relação ao comportamento alimentar, concluiu-se através das observações subaquáticas que *M. delalandii* utiliza a estratégia de especulação do substrato ("grubber excavation while moving"). Essa estratégia alimentar já havia sido observada por Santos (2005), na região de São Sebastião, litoral norte do estado de São Paulo. Embora essa estratégia seja utilizada por outros representantes da família Labrisomidae, não é a única. *Labrisomus nuchipinnis*, por exemplo, é um típico predador de espera ("sit and wait predator") (Sazima 1986, Santos 2005).

O fato dos indivíduos observados não percorrerem grandes distâncias para explorarem os substratos de alga calcária (a distância média percorrida foi de 82,19 cm) e utilizarem com freqüência frestas e tocas sugere que os indivíduos da espécie devem apresentar comportamento territorial e hábito criptobêntico, o que já foi relatado para várias espécies de peixes recifais bentônicos (Mendes 2006) e para outras espécies da família Labrisomidae (Nieder 2001). Sabino (1992) observou o comportamento territorial de *Labrisomus nuchipinnis* e *Malacoctenus delalandii*, inclusive medindo o território de ambas as espécies, obtendo valores baixos e relacionando a territorialidade com a proteção do recurso alimentar. O fato dos indivíduos percorrerem pequenas distâncias pode estar associado à territorialidade ou também à pressão de predação (Santos 2005), que pode ser exercida por outros peixes e por Brachyura, como observado no presente estudo.

Não há na literatura trabalhos que descrevam a taxa de forrageamento de espécies da família Labrisomidae. No entanto, comparando-se com outras espécies recifais, *Chaetodon striatus* pertencente à família Chaetodontidae (Bonaldo et al. 2005) e *Umbrina coroides* à família Sciaenidae (Zahorcsak et al. 2000) notou-se uma atividade alimentar (número de mordiscadas por minuto) bem menor. Enquanto *M. delalandii* apresentou uma taxa de 0,74 ± 0,164 mordicadas per minutes (média ± desvio padrão), *Chaetodon striatus* apresentou um valor de 1,60 ± 1,76 mordicadas per minutes (média ± desvio padrão) e *Umbrina coroides* um valor de 7,9 ± 1,9 mordicadas per minutes. Essa diferença tão evidente pode ser explicada pela pouca atividade da espécie e por serem preferencialmente criptobênticos.

Assim, concluiu-se que *Malacoctenus delalandii* é uma espécie de hábitos alimentares carnívoros, com dieta composta principalmente por crustáceos peracáridos e que utiliza estratégia alimentar de especulação do substrato "grubber excavation while moving". Trata-se de uma espécie com reduzida taxa de forrageamento e que não apresenta picos de atividade alimentar ao longo do dia.

Agradecimentos

Agradecemos Sérgio Magalhães Rezende pela leitura do manuscrito e relevantes sugestões, à Profa. Dra. Alessandra Pereira Majer pela identificação dos ofiuróides e aos biólogos Jairo Zancaner, Henrique Grande e Mauro Tavares pelo auxílio nas coletas. Aos revisores anônimos que também auxiliaram e engrandeceram o trabalho.

Referências Bibliográficas

ALMEIDA, V.G. 1972. Contribuição para o conhecimento dos peixes de poças de maré de Salvador e adjacências. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.

ALTMANN, J. 1974. Observational study of behaviour: sampling methods. Behaviour, 49:227-265.

AMARAL, A.C.Z. & MIGOTTO, A. 1980. Importância dos anelídeos poliquetas na alimentação da macrofauna demersal e epibentônica da região de Ubatuba. Bol. Inst. Oceanogr. 29(2):31-35.

AYRES, M., AYRES, M.J.R., AYRES, D.L. & SANTOS, A.A.S. 2003. BioEstat 3.0: aplicações estatísticas nas áreas de Ciências Biológicas e Médicas. Sociedade Civil Mamirauá, Belém.

BENNEMANN, S.T., CASATTI, L. & OLIVEIRA, D.C. 2006. Alimentação de peixes: proposta para análise de itens registrados em conteúdos gástricos. Biota Neotrop. 6(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn01206022006.

BONALDO, R.M., KRAJEWSKI, J.P. & SAZIMA, I. 2005. Meals for two: foraging activity of the butterflyfish *Chaetodon striatus* (Perciformes) in southeast Rev. Bras. Biol. = Braz. J. Biol. 65(2):01-06.

CAINE, E.A. 1989. Caprellid amphipod behaviour and predatory strikes by fish. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 126(2):173-180.

CARVALHO-FILHO, A. 1999. Peixes: costa brasileira. 3 ed. Editora Melro, São Paulo.

CERVIGÓN, F. 1966. Los peces marinos de Venezuela. Vols I e II. Fundacion La Salle, Carac

COLLETTE, B.B. & TALBOT, F.H. 1972. Activity patterns of coral reef-fishes with emphasis on nocturnal-diurnal changeover. B. Am. Mus. Nat. Hist. 14:98-124.

COSTA, T.L.M., VASCONCELOS FILHO, A.L. & VIANA, E.M.B.G. 1987. Aspectos gerais sobre a alimentação do Cangulu, *Balistes ventula* Linnaeus, 1758 (Pisces - Balistidae) no Estado de Pernambuco. Revta. bras. Zool. 4(2):71-88.

CYRUS, D.P. 1988. Episodic events and estuaries: of cyclonic flushing on the benthic fauna and diet of *Solea bleekeri* (Teleostei) in lake St. Lucia on the south-eastern coast of Africa. J. Fish Biol. 33(suppl. A):1-7.

DE GRAVE, S., FAZAKERLEY, H., KELLY, L., GUIRY, M.D., RYAN, M. & WALSHE, J. 2000. A study of selected maërl beds in Irish waters and their potential for sustainable extraction. The Marine Institute, Dublin.

EDGAR, G.J. & SHAW, C. 1995. Diets of fishes and trophic relationships between fishes and benthos at Western Port, Victoria. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 194(1):83-106.

FERREIRA, C.E.L., GONÇALVES, J.E.A., COUTINHO, R. & PERET, A.C. 1998. Herbivory by the dusky damselfish *Stegastes fuscus* (Cuvier, 1830) in a tropical rocky shore: effects on the benthic community. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 229(2):241-264.

FOSTER, M. 2001. Rhodoliths: between rocks and soft places. J. Phycol. 37(5):659-667.

GERKING, S.D. 1994. Feeding ecology of fish. San Diego Academic Press, California.

GOCHFELD, D.J. 2004. Predation-induced morphological and behavioral defenses in a hard coral: implications for foraging behavior of coral-feeding butterflyfishes. Mar. Ecol. Progr. Ser. 267:145-158.

HAHN, N.S. & DELARIVA, R.L. 2003. Métodos para avaliação da alimentação natural de peixes: o que estamos usando? Interciência 28(2):100-104.

HOBSON, E.S. 1973. Diel feeding migrations in tropical reef fishes. Helgolander wiss. Meeresunters, 24(1):361-370.

HOBSON, E. S. & CHESS, J. R. 1986. Relationships among fishes and their prey in a nearshore sand community of southern California. Environ. Biol. Fish. 17(3):201-226.

HOSTIM-SILVA M., ANDRADE, A.B., MACHADO, L.F, GERHARDINGER, L.C., DAROS, F.A., BARREIROS, J.P. & GODOY, E. 2006. Peixes de Costão Rochoso de Santa Catarina, I. Arvoredo. UNIVALI Edições, Itajaí, SC.

HYNES, H.B.N. 1950. The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. J. Anim. Ecol. 19:36-57.

HYSLOP, E.J. 1980. Stomach contents analysis - a review of methods and their application. J. Fish Biol. 17(4):411-429.

IIGO, M. & TABATA, M. 1996. Circadian rhythms of locomotor activity in the goldfish *Carassius auratus*. Physiol. Behav. 60(3):775-781.

JACOBUCCI, G. B. & LEITE, F. P. P. 2002. Distribuição vertical e flutuação sazonal da macrofauna vágil associada a *Sargassum cymosum* C. Agardh,

na praia do Lázaro, Ubatuba, São Paulo, Brasil. Revta. bras. Zool., 19 (supl. 1), 87-100.

KAWAKAMI, E. & AMARAL, A.C.Z. 1983. Importância dos anelídeos poliquetos no regime alimentar de *Etropus longimanus* (Norman, 1933) e *Symphurus jenynsi* (Evermann Kendall, 1907) (Pisces, Pleuronectiformes). Iheríngia. Ser. Zool. 62(1):47-54.

KEESING, J. K. 1990 Feeding biology of the crown-of-thorns starfish, *Achanthaster planci* (Linnaeus). Phd Thesis. James Cook University, Townsville.

KOTRSCHAL, K. & THOMSON, D.A. 1986. Feeding patterns in eastern tropical Pacific blennioid fishes (Teleostei: Tripterygiidae, Labrisomidae, Chaenopsidae, Blenniidae). Oecologia, 70(3):367-378.

LEHNER, P. 1979. Handbook of ethological methods. S.T.P.M. Press, Garland, New York.

LINKOWSKI, T.B., PRESLER, P. & ZUKOWSKY, C. 1983. Food habits of nototheniid fishes (Nototheniidae) in Admiralty Bay (King George Island, South Shetland Islands). Pol. Polar Res. 4(1):79-95.

MAIN, M.R., NICOL, G.J. & ELDON, G.A. 1985. Distribution and biology of freshwater fishes in the Cook River to Paringa River area, South Westland. New Zealand Ministry of Agriculture and Fisheries, New Zealand. Fisheries environmental report 60.

MANTELATTO, F.L.M. 1995. Biologia reprodutiva de *Canillectes ornatus* Ordway, 1863 (Decapoda, Brachyura, Portunidae) na região de Ubatuba, SP, Brasil. Tese de doutorado. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Botucatu, SP.

MASUNARI, S. 1983. The Phytal of *Amphiroa fragilissima* (Linnaeus) Lamouroux, 1816. Stud. Neotrop. Fauna Environ. 18(3):151-161.

MCCORNICK, M.I. 1995. Fish feeding on mobile benthic invertebrates: influence of spatial variability in habitat associations. Mar. Biol. 121(4):627-638.

MEDEIROS, L.R.A. 1989. Meiofauna de praia arenosa da Ilha Anchieta, São Paulo. Tese de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.

MENDES, L.F. 2006. História natural dos amborés e peixes-macaco (Actinopterygii, Blennioidei, Gobioidei) do Parque Nacional Marinho do Arquipélago de Fernando de Noronha, sob um enfoque comportamental. Revta. bras. Zool. 23(3):817-823.

MENEZES, N.A. & FIGUEIREDO, J.L. 1985. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. V. Teleostei (4). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo.

METRI, R. 2006. Ecologia de um banco de algas calcárias da reserva marinha biológica do Arvoredo, Sc, Brasil. Tese de doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

MITTELBACH, G.G. & PERSSON, L. 1998. The ontogeny of piscivory and its ecological consequences. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55(6):1454-1465.

MORING, J.R. 1979. Pacific coast interdial fishes. Sea Frontiers 25:22-30.

NAKAMURA, E. 1971. Food of two cohabiting tide-pool Cottidae. J. Fish. Res. Board. Can. 28(6):928-932.

NIEDER, J. 2001. Amphibious behaviour and feeding ecology of the four-eyed blenny *Dialommus fuscus* (Labrisomidae) in the intertidal zone of the island of Santa Cruz (Galapagos, Ecuador). J. Fish Biol. 58(3):755-767.

NORTON, T.A. & BENSON, M.R. 1983. Ecological interactions between the brown seaweed *Sargassum muticum* and its associated fauna. Mar. Biol. 75(2):169-177.

PINNEGAR, J.K., TRENKEL, V.M., TIDD, A.N., DAWSON, W.A. & DU BUIT, M.H. 2003. Does diet in Celtic Sea fishes reflect prey availability?. J. Fish Biol. 63(A):197-212.

PLATELL, M.E., POTTER, I.C. & CLARKE, K.R. 1998. Do the habitats, mouth morphology and diets of the mullids *Upeneichthys stotti* and *U. lineatus* in coastal waters of south-western Australia differ? J. Fish Biol. 52(2):398-418.

PRATCHETT, M.S. 2007. Dietary selection by coral-feeding butterflyfishes (Chaetodontidae) on the Great Barrier Reef, Australia. Raffles Bull. Zool. 14(3):171-176.

QUIJADA, P. & CÁCERES, C. 2000. Patrones de abundancia, composición trófica y distribución espacial del ensamble de peces intermareales de la zona centro-sur de Chile. Rev. Chil. Hist. Nat. 73(4):739-747.

RANDALL, J.E. 1967. Food habits of reef fishes of the West Indies. Stud. Trop. Oceanogr. 5:665-847.

SANTOS, F.B. 2005. Utilização de micro-hábitats, ecologia trófica, ritmicidade e morfometria em peixes Blennioidei da região São Sebastião, São Paulo (Teleostei: Perciformes). Tese de doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.

SABINO, J. 1992. Partilha de recurso alimentar e espacial em duas espécies de emborês (Osteichthyes, Labrisomidae), em costões rochosos do litoral de Ubatuba, Estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista, São Paulo – SP, 81p.

SAZIMA, I. 1986. Similarities in feeding behavior between some marine and freshwater fishes in two tropical communities. J. Fish Biol. 29(1):53-65.

TANAKA, M.A. & LEITE, F.P.P. 2003. Spatial scaling in the distribution of macrofauna associated with *Sargassum stenophyllum* (Mertens) Martius: analysis of faunal groups, gammarid life habits, and assemblage structure. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 293(1):1-22.

TARARAM, A.S. & WAKABARA, Y. 1981. The mobile fauna - especially Gammaridea – of *Sargassum cymosum*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 5:157-163.

ZAHORCSAK, P., SILVANO, R. & SAZIMA, I. 2000. Feeding biology of a guild of benthivorous fishes in a sandy shore on south-eastern Brazilian coast. Revta. Bras. Biol. 60(3):511-518.

ZAMPROGNO, C. 1989. Distribuição e hábitos alimentares dos peixes na zona entremarés de recifes rochosos da Praia de Manguinhos, Espírito Santo. Tese de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

ZAVALA-CAMIN, L.A. 1996. Introdução ao estudo sobre alimentação natural em peixes. EDUEM, Maringá.

Recebido em 07/03/08
Versão Reformulada recebida em 25/08/08
Publicado em 02/09/08

The phytoplankton biodiversity of the coast of the state of São Paulo, Brazil

Maria Célia Villac[1,2], Valéria Aparecida de Paula Cabral-Noronha[1] & Thatiana de Oliveira Pinto[1]

[1]Departamento de Biologia, Universidade de Taubaté – UNITAU,
Av. Tiradentes, 500, CEP12030-180, Taubaté, SP, Brazil
[2]Corresponding author: Maria Célia Villac, e-mail: celiavillac@gmail.com

VILLAC, M.C., CABRAL-NORONHA, V.A.P. & PINTO, T.O. 2008. **The phytoplankton biodiversity of the coast of the state of São Paulo, Brazil**. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?article+bn01908032008.

Abstract: The objective of this study is to compile the inventory of nearly 100 years of research about the phytoplankton species cited for the coast of the state of São Paulo, Brazil. A state-of-the-art study on the local biodiversity has long been needed to provide a baseline for future comparisons. This type of data is scattered in old scientific journals and in the so-called "grey literature", and are in need of nomenclature updating. Twenty-six publications are considered. The earliest sampling record is from 1913 (?) and the most recent from 2002. This checklist compiled from the literature was complemented with primary data collected between August 2004 and July 2006, recent surveys of the surf-zone of 20 beaches located along the coast and of a mariculture farm at the Cocanha Beach, Caraguatatuba. The complete species list includes 572 taxa: most are diatoms (82%), seconded by dinoflagellates (16%), with a minor contribution of silicoflagellates, coccolithophorids, ebriideans and cyanobacteria. The most investigated areas were: Ubatuba, São Sebastião, Santos and Cananéia. The recent surveys have a broader spatial coverage. The objectives of the studies have changed over the years from purely taxonomic to process-oriented investigations. Therefore, the longest species lists and most first records for the area were published before the 1980's and later publications, even those in which cell counts were performed, mention only the most abundant/frequent species. Electron microscopy was used for the first time in the present surveys, and new records include 38 diatoms, 42 dinoflagellates, 1 silicoflagellate, 1 ebriidean and 2 cyanobacteria. The use and interpretation of this species list require the perception of some constraints. It is not our role to question the identification made by other researchers. On the other hand, the ability to sample, analyze and identify species has evolved over the years and some considerations in this regard are presented.
Keywords: *marine microalgae, inventory, diatoms, dinoflagellates.*

VILLAC, M.C., CABRAL-NORONHA, V.A.P. & PINTO, T.O. 2008. **A biodiversidade do fitoplâncton do litoral do estado de São Paulo, Brasil**. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?article+bn01908032008.

Resumo: O objetivo deste estudo é compilar o inventário de quase 100 anos de pesquisa sobre a composição de espécies do fitoplâncton do litoral do Estado de São Paulo, Brasil. O retrato atualizado da biodiversidade local é necessário para estabelecer um dignóstico para comparações futuras. Este tipo de informação encontra-se dispersa em antigas publicações e em material considerado como "literatura cinza" e requer atualização nomenclatural. Vinte e seis publicações foram consideradas neste estudo. O registro mais antigo é de 1913 (?) e o mais recente de 2002. Esta lista de espécies, compilada a partir de dados pretéritos, foi complementada com dados primários coletados entre agosto de 2004 e julho de 2006 nas zonas de arrebentação de 20 praias paulistas e em área de maricultura da praia da Cocanha em Caraguatatuba. A lista de espécies completa inclui 572 táxons: a maioria de diatomáceas (82%), seguidas por dinoflagelados (16%), com uma pequena contribuição de silicoflagelados, cocolitoforídeos, ebriideas e cianobactérias. As áreas mais estudadas foram: Ubatuba, São Sebastião, Santos e Cananéia. O levantamento atual tem uma cobertura espacial mais abrangente. Ao longo dos anos, os objetivos dos estudos pretéritos variaram desde puramente taxonômicos até investigações de aspectos funcionais do ecossistema. Desta forma, os inventários mais longos e a maioria dos primeiros registros foram publicados antes de 1980 e as publicações mais recentes fazem menção apenas a espécies mais abundantes/freqüentes. Microscopia eletrônica foi empregada pela primeira vez no levantamento atual e novos registros incluem 38 diatomáceas, 42 dinoflagelados, 1 silicoflagelado, 1 ebriidea e 2 cianobactérias. O uso e interpretação deste inventário exige cautela. Se por um lado, não é viável questionar a identificação feita por outros pesquisadores, por outro lado, a capacidade de amostrar, analisar e identificar espécies evoluiu ao longo do tempo. Algumas considerações sobre esta questão são apresentadas.
Palavras-chave: *microalgas marinhas, inventário, diatomáceas, dinoflagelados.*

Introduction

Phytoplankton studies include a variety of taxonomic groups (cyanobacteria, diatoms, dinoflagellates, silicoflagelates, coccolithophorids, and many other flagellates) that inhabit the water column. This is an artificial category, that is, the organisms are not phylogenetically related (Adl et al. 2005). Although these organisms are regarded as unicellular microalgae and most of them are indeed autotrophs, several species or even whole genera (e.g., the dinoflagellates *Protoperidinium* Bergh) are known to be heterotrophs (Steidinger & Tangen 1997). An extreme case is that of the ebriideans, *Ebria tripartita* (Schumann) Lemmermann and *Hermesinum adriaticum* Zacharias, which actually belong to the Phylum Sarcomastigophora (according to Lee et al. 1985 in Throndsen 1997); they are traditionally considered in phytoplankton counts mostly because their taxonomic status has changed over the years to be considered silicoflagellates (Drebes 1974) or dinoflagellates (Sournia 1986).

According to Sournia et al. (1991), marine phytoplankton of the world may include as many as 17 classes and an estimated number of 498 ± 15 genera and $3{,}910 \pm 465$ species. The authors recognize that taxonomy is a dynamic science and that these numbers were probably already underestimated at the time of their publication. A more recent source of change in our perception of biodiversity, especially in the protistan realm, is due to the introduction of immunochemical and molecular biological methods that can reveal intra- and infraspecific variations that went unnoticed before.

The objective of this study is to compile and make available the inventory of the phytoplankton species cited for the coast of the state of São Paulo, Brazil. As will be demonstrated, there is almost 100 years of research in the area, but this type of data (species lists) is scattered and in need of nomenclature updating. A state-of-the-art assessment of the biodiversity of the local phytoplankton is long needed to provide a baseline for future comparisons.

Material and Methods

This assessment was based on published information available in scientific journals as well as in the so-called "grey literature" (technical reports, academic thesis and dissertation, expanded abstracts from scientific events) for the coast of São Paulo. For this data set, the earliest sampling year is 1913 (?) and the most recent record reports on samples collected in 2002. The objectives, field and laboratory methods used in these surveys are summarized in Table 1 and will be discussed further below. The publications of Zimmerman, dated from 1913 to 1918, were combined as a sole record because there is no reference for sampling dates and, at times, the same article is published in two different issues.

This species checklist compiled from the literature was complemented with primary data collected between August 2004 and July 2006, using data from 2 different sampling schemes. Phytoplankton samples were taken monthly from the surf-zone of 20 beaches located along the coast (Figure 1). Theses samples were taken almost simultaneously (within 24 hours) by surface net hauls (20 μm-mesh). From June 2005 to May 2006, sampling was also carried out at the mussel mariculture located at the Cocanha Beach, in Caraguatatuba. In this case, vertical net hauls (from 3 m depth to surface, same mesh size) were taken monthly at 5 sites (insert of Figure 1). All samples were initially analyzed with the aid of the Utermöhl's settling chambers using a Nikon TS100 inverted microscope equipped with phase contrast. Specific methods for finer taxonomic study were applied for observation in light microscopy (LM, Olympus BX41 equipped with phase contrast and epifluorescence) and also scanning electron microscopy (SEM, LEO 1450VP Zeiss). For diatoms, it was necessary to clean the cells from the organic matter that obscures the structures of the frustules; for LM, permanent slides were prepared with a medium of high refractive index (Naphrax), whereas for SEM a drop of the cleaned material was air-dried on a cover slip that was then sputtered with gold (Hasle & Fryxell 1970). For armored dinoflagellates, observation of plate patterns in LM were done on wet mounts with the use of hypochlorite to separate plates and/or by the addition of the fluorochrome Calcofluor white (Fritz & Triemer 1985, Boltovskoy 1995); SEM study of the more resistant species was also possible. A few unarmored species were identified from live samples. This is still an ongoing research and the species list presented here should be considered as preliminary.

The complete species list is found in the Appendix. Nomenclature was updated to the best of our ability, based on a vast literature and the algae database provided by Guiry & Guiry (2008). The correct names of many taxa should still be regarded under scrutiny, as marked directly on the species list, either because we were unable to locate the validity of the name or the taxonomic status of a genus/species was considered unresolved, as will be illustrated further below. This difficulty is not unexpected, considering that some records are almost 100 years old and collections are not available to verify diagnostic characters. Synonyms were included, although restricted to citations found in the publications considered in this assessment. These shortcomings led to the choice of not adopting a classification system at present and the species list was thus organized in alphabetical order.

The publication of Oliveira (1980) was not taken into account because it dealt with epiphytic diatoms on *Sargassum*, although we do recognize that some species may be shaken off the thallus of the seaweed and can be, at times, detected in the water column. A wealth of publications that focused mostly on primary production and/or pigment concentrations are key to understand phytoplankton dynamics in the study area (e.g., Galvão 1978, Gaeta et al. 1990, Aidar et al. 1993, Gaeta et al. 1995, Lima 1998, Gaeta et al. 1999, Saldanha-Correa & Gianesella 2004, Barrera-Alba et al. 2008), but they were not included in this account because they did not provide information at the species level.

Results and Discussion

1. The species list in a historical perspective

Phytoplankton studies from the coast of the state of São Paulo date back to 1913 (Zimmerman, 1913). Twenty-six publications are considered in this assessment (Table 1). The species list includes 572 taxa (Appendix). The great majority of the species found are diatoms (82%), seconded by dinoflagellates (16%), and a minor contribution of silicoflagellates, coccolithophorids, ebriideans and cyanobacteria was also reported (Table 2). The most investigated areas were, from north to south: Ubatuba, São Sebastião, Santos and Cananéia (refer to Table 1 and names of municipalities on Figure 1). The recent surveys have a broader spatial coverage (refer to Figure 1).

The objectives of the published studies have changed over the years from purely taxonomic studies to process-oriented investigations. Therefore, the longest species lists and most first records for the area are published in the studies carried out before the 1980's (Figure 2) and later publications, even those in which cell counts were performed, mention only the most abundant/frequent species. New records for the coast of São Paulo state (present study: 2004-2006) includes 38 diatoms, 42 dinoflagellates, 1 silicoflagellate, 1 ebriidean and 2 cyanobacteria (Appendix).

The larger contribution of diatoms and dinoflagellates is expected and is in accordance with the review of Sournia et al. (1991) that

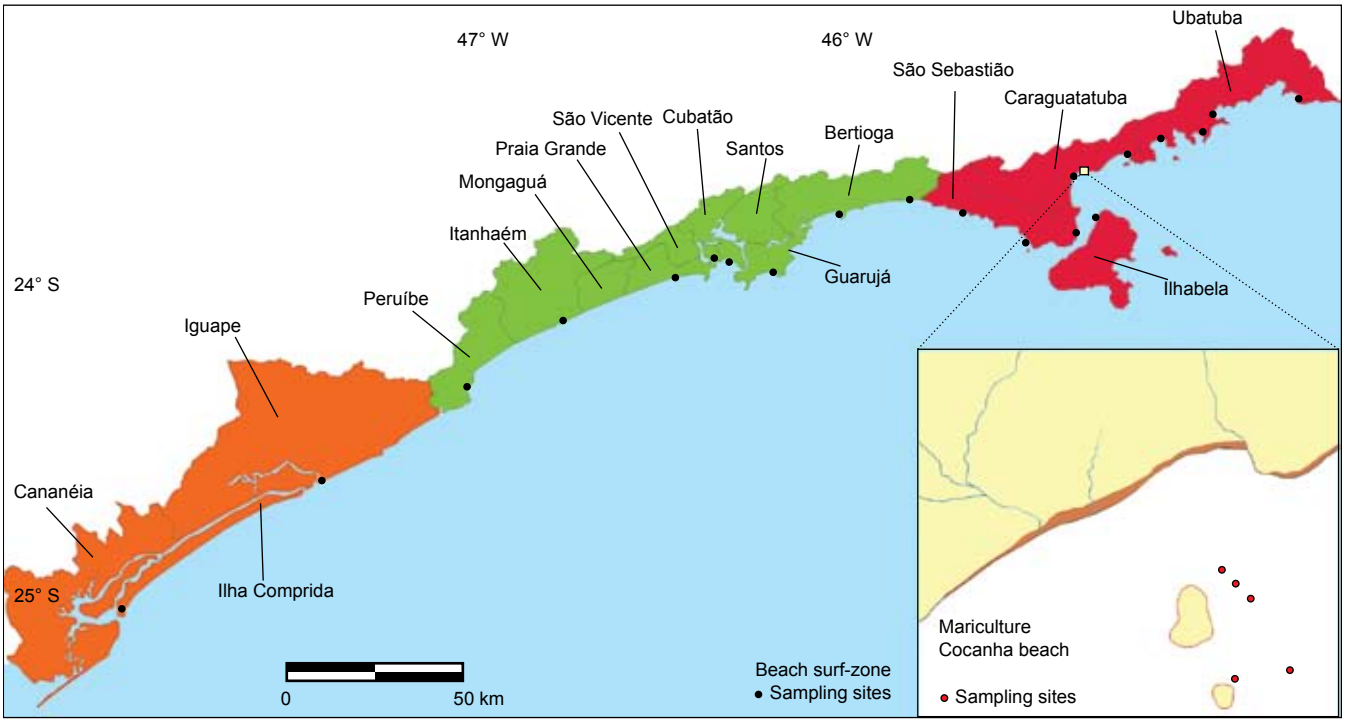


Figure 1. The coastline of the state of São Paulo, including the names of the 16 coastal municipalities, as well as the locations of the sampling sites visited during August/2004 and July/2006 (primary data).

Figura 1. Litoral do Estado de São Paulo, incluindo os nomes das 16 cidades costeiras e os locais dos pontos de coleta visitados no período entre agosto/2004 e julho/2006 (dados primários).

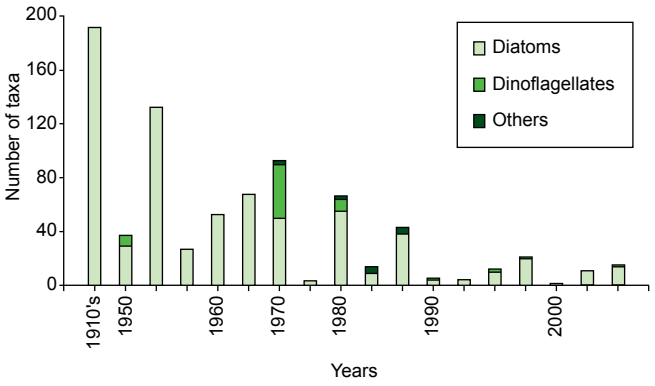


Figure 2. Relative contribution of the number of species of marine microalgae found in the studies published between 1913 and 2002 (listed in Table 1).

Figura 2. Contribuição relative do número de espécies de microalgas encontradas nos estudos publicados entre 1913 e 2002 (listados na Tabela 1).

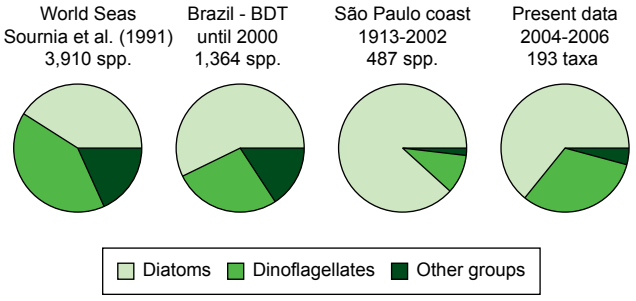


Figure 3. Relative contribution of the main taxonomic groups at different levels: worldwide (Sournia et al. 1991), Brazil (Banco de Dados Tropical - www.bdt.fat.org.br/workshop/costa), pre-existing data for the state of São Paulo (references in Table 1), and primary data for the state of São Paulo.

Figura 3. Contribuição relativa dos principais grupos taxonômicos em diferentes níveis: distribuição mundial (Sournia et al. 1991), no Brazil (Bando de Dados Tropical - www.bdt.fat.org.br/workshop/costa), dados pretéritos para o Estado de São Paulo (referências na Tabela 1) e dados primários para o Estado de São Paulo.

estimates numbers of species for the marine phytoplankton: diatoms (1365-1783), dinoflagellates (1424-1772), coccolithophorids (239-298), chlorophytes (106-121), prasinophytes (95-128), cryptophytes (56-73), euglenophytes (35-36), silicoflagellates (1-3), cyanobacteria (6-9), among others. Brazil (and the state of São Paulo) has a stronger tradition of diatomists, which explains our greater knowledge of diatom species composition (Figure 3). For the state of São Paulo, only the study of Sassi (1978) and the recent surveys made a special effort to augment our understanding of dinoflagellate species composition (Table 2; Figure 3). As a general rule, the identification of flagellates, including naked dinoflagellates, requires the study of live samples and/or electron microscopy, which is not routinely possible in many laboratories. We are still a long ways from grasping the true biodiversity of such taxonomic groups in Brazilian waters.

The most frequently cited species are listed in Table 3 and they are all diatoms commonly found in coastal waters (Hasle & Syvertsen 1997). Except for *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin, *Pseudo-nitzschia* Hassal and *Skeletonema costatum* Greville, whose taxonomy will be discussed further below, the other 26 species can be readily identified in wet mounts with light microscopy.

Table 1. List of publications that cite the occurrence of microalgae species for the coast of the state of São Paulo, organized by sampling date and indicating locality, sampling period, approach of the study, and methods used. Locality includes the name of the municipality that can be located on Figure 1. Each reference is given a code that is referred to in other figures and tables. Publications by Zimmermann are combined as one record (Z).

Tabela 1. Lista de publicações que citam a ocorrência de espécies de microalgas para o litoral do Estado de São Paulo, organizada segundo a data de coleta e indicando local e período de coleta, abordagem do estudo e métodos utilizados. Local de coleta inclui nome da cidade que pode ser localizada na Figura 1. Cada referência recebeu um código que é utilizado em outras figuras e tabelas. As publicações de Zimmermann foram reunidas de modo a corresponder a um único registro (código Z).

Sampling year	Locality	Period	Approach	Field work	Type of analysis	Reference	Code
1913-1918 ?	Guarujá & Santos	?	species composition	?	?	Zimmermann (1913, 1914, 1915a,b, 1916a,b, 1917, 1918a,b)	Z
1949	River Maria Rodrigues, Cananéia	7 June - 20 October	species composition	surface tow, net of No00 mesh (?)	qualitative, no details provided	Carvalho (1950)	1
1949-1950	São Sebastião, Santos, Cananéia	10 samples provided by J. Paiva Carvalho	species composition	net ?	observation of wet mounts and diatom permanent mounts	Müller-Melchers (1955)	2
1957 ?	Ubatuba, Cananéia	?	species composition	- net, surface haul; - seaweed, picked manually; - stomach content (fish); - sediment	diatom permanent mounts	Andrade & Teixeira (1957)	3
1968	Cananéia	2-3 February 17-18 July	primary production with species list	bottle (?); surface & bottom	?	Teixeira (1969)	4
1969-1970	Cananéia	December-October every other month	space-time distribution in species composition & abundance	5 sites along the estuarine gradient; Nansen bottle; surface and at 1% light; some of the material concentrated in 30 µm mesh	Utermöhl's settling technique for bottle samples and Sedwick-Rafter for net samples	Kutner (1972)	5
1974/1975	Saco da Ribeira, Ubatuba	June-September monthly	space-time distribution in species composition & abundance	1 site; surface, Secchi and bottom; Van Dorn bottle; surface tow with net of 65 µm mesh	Utermöhl's settling technique (bottle samples in cells per liter, net samples in percentage)	Sassi (1978)	6
1977-1978	Cananéia	Aug/77 Nov/77 Feb/78 May/78	diel variation of ecological parameters	1 site; 13 consecutive samplings within a 24-hour period during spring tides; surface & 9m; Nansen and Van Dorn bottles	Utermöhl's settling technique	Brandini (1982)	7
1982-1983	River Una do Prelado, Juréia	August-July monthly ebb & flood tides	space-time distribution in species composition & abundance	6 sites along the estuarine gradient; surface and bottom; Van Dorn bottle; surface tows with net of 45 µm	Utermöhl's settling technique for bottle samples; common species from net samples in microscope slides	Oliveira (1988)	8
1985-1988	Between Island Anchieta & Island Vitória, Ubatuba	4 cruises Oct/85, Jan/86, Jul/86, Apr/88	space-time distribution in species composition & abundance	6 sites; surface, 10 m, 20 m and 30 m; Niskin bottle	Utermöhl's settling technique	Zillmann (1990)	9

Table 1. Continued...

Sampling year	Locality	Period	Approach	Field work	Type of analysis	Reference	Code
1988-1989	Boqueirão and South of Island Vitória, Ubatuba	daily sampling 1988: 12/ Feb-15/Mar & 10/Aug-4/ Sep 1989: 17/Jan-27/ Feb & 8-28/ Jul	space-time distribution in phytoplankton abundance	4 sites; surface, 50% and 1% light; Van Dorn bottle	Utermöhl's settling technique	Francos (1996)	10
1990	Between Ubatumirim & Flamengo, Ubatuba	30 Nov-16 Dec every other day	observation of bloom patch evolution	20 sites; surface; sampling with bottle (?); 1 site with vertical sampling	Utermöhl's settling technique	Gianesella-Galvão et al. (1995)	11
1991	São Sebastião Channel	October	assessment of plankton community and environmental parameters	one sampling at each of the 20 sites; surface, mid-water & bottom; bottle (?); surface tows with net of 30 µm mesh	Utermöhl's settling technique for bottle samples; common species from net samples in microscope slides	Gianesella et al. (1999)	12
1991	Bertioga Channel, Santos	18 July (neap tide) & 27 July (spring tide)	assessment of plankton community and environmental parameters	nine sampling sites; surface & near bottom; bottle (?); one series at ebb tide and another at flood tide	Utermöhl's settling technique only for sites 1, 5 and 9 (pigment analysis for all 9 sites)	Gianesella et al. (2000)	13
1998	Ubatuba, Santos, Praia Grande	5-8 March & 5-7 April	eutrophication vs. phytoplankton (emphasis in primary production, pigments, overall cell abundances and environmental parameters)	27 sites in Ubatuba, 12 sites in Santos, 20 sites in Praia Grande; surface; Van Dorn bottle	Utermöhl's settling technique	Frazão (2001)	14
1999-2000	Santos & São Vicente	August 1999 & January 2000	tide vs. phytoplankton (emphasis in overall cell abundances and environmental parameters)	3 sites; neap and spring tides; surface, mid-photic layer, Secchi depth; Van Dorn bottle	Utermöhl's settling technique	Moser et al. (2002)	15
2002	Capela Beach, Ilha Bela	January & July	eutrophication vs. phytoplankton (emphasis in pigments, overall cell abundances and environmental parameters)	10 sites; surface; Van Dorn bottle	Utermöhl's settling technique	Saldanha-Correa & Gianesella (2003)	16
2002	Enseada Beach, Guarujá	January & July	eutrophication vs. phytoplankton (emphasis in pigments, overall cell abundances and environmental parameters)	10 sites; surface; Van Dorn bottle	Utermöhl's settling technique	Gianesella & Saldanha-Corrêa (2003)	17

Table 2. Total number of microalgae species found on the coast of the state of São Paulo per taxonomic group. Codes/numbers in the heading refer to the studies published between 1913 and 2002 (refer to Table 1) and present survey refers to 2004-2006.

Table 2. Número total de espécies de microalgas encontradas no litoral do Estado de São Paulo, segundo grupo taxonômico. Códigos/números no cabeçalho correspondem aos estudos publicados entre 1913 e 2002 (vide Tabela 1) e levantamento atual corresponde ao período de 2004-2006.

Total		Z	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	Present survey
Diatoms	469	192	29	132	27	52	68	50	3	55	9	38	4	4	10	20	1	11	14	120
Dinoflagellates	90	-	8	-	-	-	-	40	-	9	-	-	1	-	2	1	-	-	1	65
Silicoflagellates	3	-	-	-	-	-	-	2	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	3
Coccolithophorids	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	3	-	-	-	-	-	-	-	-
Ebriideans	2	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	2
Cyanobacteria	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	3
Total	572	192	37	132	27	52	68	92	3	66	14	43	6	4	12	21	1	11	15	193

Table 3. List of species that were most frequently cited in the studies considered in this assessment (published between 1913 and 2002, refer to Table 1) and also recorded in the present data set (2004-2006).

Tabela 3. Lista de espécies mais citadas, considerando tanto os estudos pretéritos (publicados entre 1913 e 2002, listados na Tabela 1) como o presente levantamento (2004-2006).

Cited in 30-50% of the studies	Cited in 51-80% of the studies
Actinoptychus senarius	*Asterionellopsis glacialis*
Bacteriastrum delicatulum	*Guinardia striata*
Cerataulina pelagica	*Leptocylindrus danicus*
Chaetoceros curvisetus	*Paralia sulcata*
Chaetoceros laevis	*Thalassionema nitzschioides*
Chaetoceros lorenzianus	
Corethron pennatum	
Coscinodiscus oculus-iridis	
Cyclotella stylorum	
Cylindrotheca closterium	
Dactyliosolen fragilissimus	
Ditylum brightwellii	
Guinardia delicatula	
Guinardia flaccida	
Gyrosigma balticum	
Hemiaulus sinensis	
Odontella mobiliensis	
Phaeodactylum tricornutum	
Proboscia alata	
Pseudo-nitzschia "seriata"	
Rhizosolenia imbricata	
Rhizosolenia setigera	
Skeletonema costatum	
Stephanopyxis turris	

The following taxa have been cited in the literature as bloom-forming species, some of them as potentially toxic (according to Hallegraeff et al. 2003, Fukuyo et al. 1990, Odebrecht et al. 2002, Moestrup 2004): the diatoms *Asterionellopsis glacialis* (Castracane) Round, *Cerataulina pelagica* (Cleve) Hendey, *Coscinodiscus wailesii* Gran & Angst, *Cylindrotheca closterium* (Ehrenberg) Lewin & Reimann, *Guinardia delicatula* (Cleve) Hasle, *Leptocylindrus minimus* Gran, *Pseudo-nitzschia calliantha* Lundholm, Moestrup & Hasle, *Pseudo-nitzschia delicatissima* (Cleve) Heiden, *Pseudo-nitzschia fraudulenta* (Cleve) Hasle, *Pseudo-nitzschia multistriata* (Takano) Takano, *Pseudo-nitzschia pungens* (Grunow ex Cleve) Hasle; the dinoflagellates *Ceratium fusus* (Ehrenberg) Dujardin, *Ceratium hircus* Schröder, *Dinophysis acuminata* Claparède & Lachmann, *Dinophysis caudata* Saville-Kent, *Dinophysis rotundata* Claparède & Lachmann, *Dinophysis tripos* Gourret, *Noctiluca scintillans* (Macartney) Kofoid et Swezy, *Peridinium quinquecorne* Abé, *Prorocentrum micans* Ehrenberg; the silicoflagellate *Dictyocha fibula* Ehrenberg; and the cyanobacteria *Trichodesmium erythraeum* Ehrenberg ex Gomont and *Trichodesmium thiebautii* Gomont ex Gomont. Although some of them have been recorded for many years, only *A. glacialis* has been implicated in patch formation on the surf-zone that has caused a negative effect to tourism (M.C. Villac, personal observation) and was possibly associated with a fishkill event in Itanhaém in 1978 (Zavala-Camin & Yamanaka 1980). The recent report of *C. wailesii*, a large size and thus conspicuous diatom, is in conformity with the contention of Fernandes et al. (2001) that this is indeed a recently introduced species to the Brazilian coast.

2. Interpreting the species list

The use and interpretation of this species list require the perception of some constraints. It is not our role to question the identification made by other researchers. On the other hand, the ability to sample, analyze and identify species has evolved over the years and some considerations in this regard are called for.

Some difficulties in updating nomenclature, for instance, are due to the fact that the genera of the nominate species have changed but the revision of all forms/varieties has not been carried out. The reader will find several examples of this case in the species list, such as:

Diploneis crabro Ehrenberg (= *Navicula crabro*) was updated,
BUT *Navicula crabro* var. *multicostata* (Grunow) Grunow was maintained;

Lyrella hennedyi (W. Smith) Stickle & Mann (= *Navicula hennedyi* W. Smith) was updated,
BUT *Navicula hennedyi* var. *campechiana* Peragallo and *Navicula hennedyi* var. *clavata* Cleve were maintained;

Pinnularia stauroptera (Grunov) Rabenhorst (= *Navicula stauroptera*) was updated,
BUT *Navicula stauroptera* var. *parva* (Ehrenberg) Grunow was maintained;

Psammodictyon panduriforme (Gregory) Mann (= *Nitzschia panduriformis*) was updated,
BUT *Nitzschia panduriformis* var. *minor* Gregory was maintained.

Other cases are even more difficult to resolve as Round et al. (1990; pg. 232) states: "genera in the order Biddulphiales is still in a state of flux. *Amphipentas* is possibly to be included within *Amphitetras* but a position in *Stictodiscus* also needs consideration". The genera *Biddulphia* Gray, *Odontella* Agardh and *Triceratium* Ehrenberg, which are often mentioned in the older literature, fall into this nomenclature/taxonomic problem.

Special taxonomic cases are those regarding the diatoms *P. tricorcutum, S. costatum* and the genus *Pseudo-nitzschia*. Frequently considered in the literature as cosmopolitan and opportunistic, *S. costatum* was the subject of a taxonomic review that revealed that the biodiversity of the genus at any given place is most likely underestimated and it may include more than one species among *S. ardens* Sarno & Zingone, *S. dohrnii* Sarno & Koistra, *S. grethae* Zingone & Sarno, *S. grevillei* Sarno & Zingone, *S. japonicum* Zingone & Sarno, *S. marinoi* Sarno & Zingone, *S. menzelii* Guillard, Carpenter & Reimann, *S. potamus* (Weber) Hasle, *S. pseudocostatum* Medlin, *S. subsalsum* (Cleve) Bethge and/or *S. costatum* itself (Sarno et al. 2007). Electron microscopy and/or molecular biology are required to study the biodiversity of *Skeletonema* species (Kooistra et al. 2008).

The record of *Pseudo-nitzschia* requires some explanation. Most reports for Brazilian waters follow the nomenclature suggested in Hasle (1965) that divides the species of the genus *Nitzschia* that form stepped colonies into two complexes: those cells whose widths are equal or smaller than 3 µm belong to the "delicatissima complex" and those wider than 3 µm belong to the "seriata complex". Alternatively, some publications actually refer just to the occurrence of *N. delicatissima* and/or *N. seriata*. All these can be considered questionable identifications because the methods of analysis used (counting by the settling technique with the inverted microscope) are not adequate for the definite identification, which requires electron microscopy. Therefore, all records were here combined into the two categories suggested by Hasle (1965) and the nomenclature updated to *Pseudo-nitzshia* (Hasle 1994). The present survey is making an effort to determine the biodiversity of this genus, especially because several species are neurotoxin producers, as mentioned above.

The frequent record of *P. tricornutum* is also troublesome because its minute size would necessarily require the use of electron microscopy to differentiate its fusiform form from other small pennate diatoms, a technique that was not used by any of the published studies considered in this assessment. The presence of the triradiate form (see Hasle & Syvertsen 1997, page 269) would certainly confirm the report of this species, but the studies in which *P. tricornutum* was found (refer to Appendix) did not make any reference to detailed morphology.

The listing of some species may raise some questioning in regard to ecological issues. This will be especially true for the oldest records from Zimmermann's publications. There is no information about the exact sampling date and the exact locations are not clear. There is mention of "Santos", "Port of Santos" and "Guaruja beach across from Island Santo Amaro", which is the city of Santos. We suspect that some of the samples might have been taken from places of strong freshwater influence, as indicated by the occurrence of the following genera: *Amphicampa* (Ehrenberg) Ralfs in Pritchard, *Cymbella* Agardh, *Cystopleura* Brébisson ex Kuntze, *Dicladia* Ehrenberg, *Encyonema* Kützing, *Gomphonema* Ehrenberg, *Hantzschia* Grunow, *Melosira* Agardh, *Navicula* Bory de Saint-Vincent, *Nitzschia* Hassall, *Stauroneis* Ehrenberg, *Surirella* Turpin. His species list also includes several genera that are usually epiphytic on marine plants or epipelic on sand or silt, such as *Licmophora* Agardh, *Cocconeis* Ehrenberg and *Surirella* Turpin. We also chose not to exclude the mention of *Stictodiscus californicus* Greville and *Campyloneis curvirotunda* Tempère et Brun that have been cited in the literature as fossil, nor *Goniothecium gastridium* Ehrenberg and *Goniothecium hispidum* Ehrenberg that have been considered as resting spores of *Chaetoceros* Ehrenberg (Round et al. 1990).

Conclusion

The composition and abundance of the phytoplankton of a certain region is certainly associated with the local hydrography. The southern portion of the Brazilian coast, where the state of São Paulo is located, is fairly well studied in terms of meso-scale circulation patterns and contribution of water masses on the continental shelf (Emilsson 1960, Matsuura 1986, Castro Filho & Miranda 1998). The studies considered in this assessment, however, took place in inshore areas where small-scale features should be taken into account. The contribution of warm and oligotrophic waters transported by the Brazil Current will have to be understood in association with different types of land-sources of freshwater, and corresponding levels of nutrient enrichment, coupled with various scenarios of local geomorphology. The northern area of the coast, between Ubatuba and Guarujá, is located in more sheltered areas of half-heart small bays with several points of minor freshwater contribution when compared with the much more conspicuous input of freshwater and nutrient enrichment that come from the metropolitan area of Santos, as well as the Cananéia estuarine system at the southernmost limit of the state (Lamparelli & Moura 1999). Nonethelesss, intrusions of the colder and nutrient-rich South Atlantic Central Water have been related to higher productivity at inshore areas of the northern portion of the coast, especially during the prevailing NE winds of summer months (Castro Filho et al. 1987, Aidar et al. 1993, Gaeta et al. 1995).

The species list provided at present is, therefore, a composite of a very broad spectrum of environmental conditions, dating back to those times of more pristine waters sampled by Zimmermann in the early 1900's. It is beyond the scope of this study to evaluate, case by case, the relationship between species composition and their possible environmental controls. Nevertheless, the results are structured in such a way as to allow the cross-reference between the information provided in Table 1 and the Appendix. A future user will be able to create a species list for a given location, appropriate for a specific need. The understanding of biodiversity and environmental conditions for a particular area of interest could thus result.

Acknowledgements

This work was funded by Biota-FAPESP to MC Villac, by a FAPESP TT3 fellowship to VAP Cabral-Noronha, and by a PIBIC/CNPq fellowship to TO Pinto. Field sampling for the beach monitoring program was supported by CETESB and the sampling at the mariculture farm received support from the Butantan Institute through a CAT-CEPID project and from the Mariculture Association of the Cocanha Beach. We are thankful for the suggestions of two anonymous reviewers.

References

ADL, S.M., SIMPSON, A.G.B., FARMER, M.A., ANDERSEN, R.A., ANDERSON, O.R., BARTA, J.R., BOWSER, S.S., BRUGEROLLE, G., FENSOME, R.A., FREDERICQ, S., JAMES, T.Y., KARPOV, S., KUGRENS, P., KRUG, J., LANE, C.E., LEWIS, L.A., LODGE, J., LYNN, D.H., MANN, D.G., MCCOURT, R.M., MENDOZA, L., MOESTRUP, O., MOZLEY-STANDRIDGE, S.E., NERAD, T.A.,

SHEARER, C.A., SMIRNOV, A.V., SPIEGEL, F.W. &. TAYLOR, M.J.R. 2005. The new higher level classification of eukaryotes with emphasis on the taxonomy of protists. J. Eukaryot. Microbiol. 52(5):399-451.

AIDAR, E., GAETA, S.A., GIANESELLA-GALVÃO, S., KUTNER, M.B.B. & TEIXEIRA, C. 1993. Ecossistema costeiro subtropical: nutrientes dissolvidos, fitoplâncton e clorofila *a* e suas relações com as condições oceanográficas na região de Ubatuba, SP. Publ. Esp. Inst. Oceanogr. 10:9-43.

ANDRADE, M.H.A. & TEIXEIRA, C. 1957. Contribuição para o conhecimento das diatomáceas do Brasil. Bol. Inst. Oceanogr. 8(1-2):171-215.

BARRERA-ALBA, J.J., GIANESELLA-GALVÃO, S.M.F., MOSER, G.A.O. & SALDANHA-CORRÊA, F.M.P. 2008. Bacterial and phytoplankton dynamics in a sub-tropical estuary. Hydrobiologia 598:229-246.

BOLTOVSKOY, A. 1995. Taxonomia y morfologia de los dinoflagelados: métodos de trabajo. In Manual de métodos ficológicos (K. Alveal, M. Ferrario, E.C. Oliveira & E. Sar, eds.). Universidad de Concepción, Concepción, p. 55-82.

BRANDINI, F.P. 1982. Variação nictemeral de alguns fatores biológicos na região de Cananéia (SP). Arq. Biol. Tecnol. 25(3-4): 313-327.

CARVALHO, J.P. 1950. O plâncton do rio Maria Rodrigues (Cananéia). Bol. Inst. Paulista Oceanogr. 1(1):27-44.

CASTRO FILHO, B.M. & MIRANDA, L.B. 1998. Physical oceanography of the Western Atlantic continental shelf located between 4° N and 34° S. In The sea (A.R. Robinson & K.H. Brink, org.). John Wiley & Sons, New York, v.11, p.209-251.

CASTRO FILHO, B.M., MIRANDA, L.B. & MIYAO, S. 1987. Condições hidrográficas na plataforma continental ao largo de Ubatuba: variações sazonais e em média escala. Bolm. Inst. Oceanogr. 35(2):135-151.

DREBES, G. 1974. Marines phytoplankton – Eine Auswahl der Helgoländer Planktonalgen. Georg Thieme Verlag, Stuttgart.

EMILSSON, I. 1960. The shelf and coastal waters off southern Brazil. Publ. Inst. Oceanogr. 140:101-112.

FERNANDES, F.L., ZEHNDER-ALVES, L. & BASSFELD, J.C. 2001. The recently established diatom *Coscinodiscus wailesii* (Coscinodiscales, Bacillariophyta) in Brazilian waters. I: Remarks on morphology and distribution. Phycol. Res. 49:89-96.

FRANCOS, M.S. 1996. Variações diárias sazonais (verão e inverno) do "standing-stock" do fitoplâncton e da biomassa em termos de clorofila a em duas estações fixas costeiras na região de Ubatuba: lat. 23° 31' S - long. 45° 05' W e lat. 23° 51' S - long 44° 56' W. MSc. Thesis. Universidade de São Paulo, São Paulo.

FRAZÃO, L.R. 2001. Eutrofização por esgotos domésticos e sua relação com a ecologia e fisiologia do fitoplâncton marinho no litoral do Estado de São Paulo: Ubatuba, Praia Grande e Santos. MSc. Thesis. Universidade de São Paulo, SãoPaulo.

FRITZ, L. & TRIEMER, R.E. 1985. A rapid simple technique utilizing Calcofluor white M2R for the visualization of dinoflagellate thecal plates. J. Phycology 21(4):662-664.

FUKUYO, Y., TAKANO, H., CHIHARA, M. & MATSUOKA, K. 1990. Red-tide organisms in Japan – an illustrated taxonomic guide. Uchida Rokakucho, Tokyo.

GAETA, S.A., RIBEIRO, S.M.S., LOPES, R.M. & METZLER, P.M. 1990. Produtividade primária, plâncton e covariáveis ambientais no Canal de São Sebastião durante o inverno. Bol. Inst. Oceanogr. 50(4):963-974.

GAETA, S.A., RIBEIRO, S.M.S., METZLER, P.M., FRANCOS, M.S. & ABE, D.S. 1999. Environmental forcing on phytoplankton biomass and primary productivity of the coastal ecosystem in Ubatuba region, southern Brazil. Rev. Bras. Oceanogr. 47:11-27.

GAETA, S.A., TEIXEIRA, C., ABE, D.S., LOPES, R.M. & SUSINI, S.M. 1995. Size-fractionation of primary production and phytoplankton biomass on inshore waters of the Ubatuba region, Brazil. Publ. Esp. Inst. Oceanogr. 11:153-162.

GALVÃO, S.M.F.G. 1978. Produção primária da Baía de Santos, Estado de São Paulo. MSc. Thesis. Universidade de São Paulo, São Paulo.

GIANESELLA & SALDANHA-CORRÊA 2003. Avaliação da comunidade fitoplanctônica na ára adjacente ao emissário submarino de esgotos na Praia da Enseada, Guarujá (SP), em janeiro e julho de 2002. In Anais III Congr. Bras. Pesq. Amb. CR-Rom.

GIANESELLA, S.M.F., KUTNER, M.B.B., SALDANHA-CORRÊA, F.M.P. & POMPEU, M. 1999. Assessment of plankton community and environmental conditions in São Sebastião Channel prior to the construction of a produced water outfall. Rev. Bras. Oceanogr. 47(1):29-46.

GIANESELLA, S.M.F., SALDANHA-CORRÊA, F.M.P. & TEIXEIRA, C. 2000. Tidal effects on nutrients and phytoplankton distribution in Bertioga Channel, São Paulo, Brazil. Aq. Ecos. Health & Management 3:533-544.

GIANESELLA-GALVÃO, S.M.F., COSTA, M.P.F. & KUTNER, M.B.B. 1995. Bloom of *Oscillatoria (Trichodesmium) erythraea* (Ehr.) Kutz. in coastal waters of the Southern Atlantic. Publ. Esp. Inst. Oceanogr. 11:133-140.

GUIRY, M.D. & GUIRY, G.M. 2008. AlgaeBase: World-wide electronic publication. National University of Ireland, Galway. http://www.algaebase.org, accessed in June 2008.

HALLEGRAEFF, G.M., ANDERSO, D.M., CEMBELLA, A.D. & ENEVOLDSEN, H.O. 2003. Manual on harmful marine microalgae. Unesco, Paris.

HASLE, G.R. & FRYXELL, G.A. 1970. Diatoms: cleaning and mounting for light and electron microscopy. Trans. Amer. Soc. 89(4):469-474.

HASLE, G.R. & SYVERTSEN, E.E. 1997. Marine diatoms. In Identifying marine phytoplankton (C.R. Tomas, ed.). Academic Press, New York, p. 5-385.

HASLE, G.R. 1965. *Nitzschia* and *Fragilariopsis* species studied in the light and electron microscope. II. The group *Pseudo-nitzschia*. Skr. Nor. Vidensk. Akad. Oslo. I. Mat. Naturvidensk. Kl. 18:1-49.

HASLE, G.R. 1994. *Pseudo-nitzschia* as a genus distinct from *Nitzshia* (Bacillariophyceae). J. Phycol. 30(6):1036-1039.

KOOISTRA, W.H.C.F., SARNO, D., BALZANO, S., GU, H., ANDERSEN, R.A. & ZINGONE, A. 2008. Global diversity and biogeography of *Skeletonema* species (Bacillariophyta). Protist 159(2):177-193.

KUTNER, M.B.B. 1972. Variação estacional e distribuição do fitoplâncton na região de Cananéia. PhD. Dissertation. Universidade de São Paulo, São Paulo.

LAMPARELLI, C.C. & MOURA, D.O. 1999. Mapeamento dos ecossistemas costeiros do Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente/CETESB, São Paulo.

LIMA, G.M.S.S.B. 1998. Efeitos do efluente doméstico do emissário submarino de São Sebastião (SP), sobre o fitoplâncton marinho: estudos de campo e de laboratório. PhD. Dissertation. Universidade de São Paulo, São Paulo.

MATSUURA, Y. 1986. Contribuição ao estudo da estrutura oceanográfica da região sudeste entre Cabo Frio (RJ) e Cabo de Santa Marta Grande (SC). Ciência e Cultura 38(8):1439-1450.

MOESTRUP, O. (Ed.) 2004. IOC Taxonomic reference list of toxic algae. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, Paris. http://www.bi.ku.dk/ioc/default.asp, accessed in June 2008.

MOSER, G.A.O., GIANESELLA, S.M.F., CATTENA, C.O., DAVID, C.J., BARRERA-ALBA, J.J., SALDANHA-CORRÊA, F.M.P. & BRAGA, E.S. 2002. Influência das marés sobre o fitoplâncton no sistema estuarino de São Vicente e Santos. In Anais II Congr. Bras. Pesq. Amb. CR-Rom

MÜLLER-MELCHERS, F.C. 1955. Las diatomeas del plancton marino de las costas del Brasil. Bol. Inst. Oceanogr. 6(1-2):93-141.

ODEBRECHT, C., AZEVEDO, S.M.F., GARCIA, V.L.M., HUSZAR, V.L.M., PROENÇA, L.A.O., RÖRIG, L.R., TENENBAUM, D.R., VILLAC, M.C. & YUNES, J.S. 2002. Floraciones de microalgas nocivas en Brasil: estado del arte y proyectos en curso. In Floraciones algales nocivas en el Cono Sur Americano (E. Sar, M. Ferrario & B. Reguera, eds.). Editora del Instituto Espanhol de Oceanografia, p. 219-233.

OLIVEIRA, I.R. 1980. Distribuição das diatomáceas epífitas na região de Ubatuba. MSc. Thesis. Universidade de São Paulo, São Paulo.

OLIVEIRA, I.R. 1988. Fitoplâncton e parâmetros físico-químicos do Rio Una do Prelado (SP): composição, distribuição espacial e variação sazonal. PhD. Dissertation. Universidade de São Paulo, São Paulo.

ROUND, F.E., CRAWFORD, R.M. & MANN, D.G. 1990. The diatoms. Cambridge University Press, Cambridge.

SALDANHA-CORREA, F.M.P. & GIANESELLA, S.M.F. 2003. Avaliação do fitoplâncton nas águas adjacentes ao difusor do emissário de esgotos do Saco da Capela, Ilha Bela (SP), em janeiro e julho de 2002. In Anais III Congr. Bras. Pesq. Amb. CR-Rom.

SALDANHA-CORRÊA, F.M.P. & GIANESELLA, S.M.F. 2004. A microcosm approach on the potential effects of the vertical mixing of water masses over the primary productivity and phytoplankton biomass in the southern Brazilian coastal region. Braz. J. Oceanogr. 52(3/4):167-182.

SARNO, D., KOOISTRA, W., BALZANO, S., HARGRAVES, P. & ZINGONE, A. 2007. Diversity in the genus *Skeletonema* (Bacillariophyceae): III. Phylogenetic position and morphological variability of *Skeletonema costatum* and *Skeletonema grevillei*, with the description of *Skeletonema ardens* sp. nov. J. Phycol. 43(1):156-170.

SASSI, R. 1978. Variação sazonal do fitoplâncton e fatores ecológicos básicos da região do Saco da Ribeira (lat. 23° 30' S, long. 45o 07'W), Ubatuba, Brasil. MSc. Thesis. Universidade de São Paulo, São Paulo.

SOURNIA, A. 1986. Atlas du phytoplankton marin. Volume I: Introduction, Cyanophycées, Dictyochophycées, Dinophycées et Raphidiophycées. Éditions du Centre National de La Recherche Scientifique, Paris.

SOURNIA, A., CHRETIENNOT-DINET, M.J. & RICARD, M. 1991. Marine phytoplankton: how many species in the world? J. Plankton Res. 13(5):1093-1099.

STEIDINGER, K.A. & TANGEN, K. 1997. Dinoflagellates. In Identifying marine phytoplankton (C.R. Tomas, ed.). Academic Press, New York, p. 387-589.

TEIXEIRA, C. 1969. Estudo sobre algumas características do fitoplâncton da região de Cananéia e o seu potencial fotossintético. PhD. Dissertation. Universidade de São Paulo, São Paulo.

THRONDSEN, J. 1997. The planktonic marine flagellates. In Identifying marine phytoplankton (C.R. Tomas, ed.). Academic Press, New York, p. 591-729.

ZAVALA-CAMIN, L.A. & YAMANAKA, N. 1980. Notas sobre um caso de mortandade de peixes, ocorrida em Itanhaém, São Paulo, Brasil. Bol. Inst. Oceanogr. 29:377.

ZILLMANN, S.M.S. 1990. Distribuição sazonal do fitoplâncton na radial entre Ilha Anchieta e Ilha da Vitória (lat. 23° 31'S – long. 45° 06'W à lat. 23° 45' S – long. 45° 01'W) na região de Ubatuba, São Paulo. MSc. Thesis. Universidade de São Paulo, São Paulo.

ZIMMERMANN, C. 1913. I Contribuição para o estudo das diatomáceas dos Estados do Brasil. Brotéria, Série Botânica 11:149-164.

ZIMMERMANN, C. 1914. I Contribuição para o estudo das diatomáceas dos Estados do Brasil (continuação). Brotéria, Série Botânica 12:5-12.

ZIMMERMANN, C. 1915a. II Contribuição para o estudo das diatomáceas dos Estados do Brasil. Brotéria, Série Botânica 13:37-59.

ZIMMERMANN, C. 1915b. III Contribuição para o estudo das diatomáceas dos Estados do Brasil. Brotéria, Série Botânica 13:124-146.

ZIMMERMANN, C. 1916a. IV Contribuição para o estudo das diatomáceas dos Estados do Brasil. Brotéria, Série Botânica 14:85-103.

ZIMMERMANN, C. 1916b. V Contribuição para o estudo das diatomáceas dos Estados do Brasil. Brotéria, Série Botânica 14(n):130-157.

ZIMMERMANN, C. 1917. VI Contribuição para o estudo das diatomáceas dos Estados do Brasil. Brotéria, Série Botânica 15:30-45.

ZIMMERMANN, C. 1918a. VII Contribuição para o estudo das diatomáceas dos Estados do Brasil. Brotéria, Série Botânica 16:8-24.

Recebido em 28/04/08
Versão reformulada recebida em 29/08/08
Publicado em 12/09/08

Appendix. Check list of microalgae cited for the coast of the state of São Paulo. Code Z and numbers 1-17 in the heading refer to the code of the publications listed in Table 1.

Apêndice. Inventário das microalgas citadas para o litoral do Estado de São Paulo. Código Z e números 1-17 do cabeçalho correspondem aos códigos das publicações listadas na Tabela 1.

	Present	**Z**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**
DIATOMS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Achnanthes brevipes Agardh	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Achnanthes brevipes var. *intermedia* (Kützing) Cleve (= *Achnanthes subsessilis*)	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Achnanthes longipes Agardh	-	x	-	x		x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Achnanthes pulchra* Zimmermann	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Actinocyclus alienus Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Actinocyclus divisus (Grunow) Hustedt (= *Coscinodiscus divisus*)	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Actinocyclus octonarius Ehrenberg (= *Actinocyclus ehrenbergi*? var. *moniliformis*?)	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Actinocyclus octonarius Ehrenberg (= *Actinocyclus ehrenbergi*)	-	-	-	x	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Actinocyclus octonarius var. *crassus* (W. Smith) Hendey (= *Actinocyclus crassus*)	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Actinocyclus platensis Müller Melchers	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Actinoptychus adriaticus var. *pumila* Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Actinoptychus campanulifer Schmidt	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Actinoptychus crepido Schmidt	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Actinoptychus glabratus var. *glabratus* Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Actinoptychus ranunculus Brun	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
* *Actinoptychus senarius* (Ehrenberg) Ehrenberg (= *Actinopthycus undulatus*)	x	x	x	x		x	x	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x
Actinoptychus splendens (Shadbolt) Ralfs ex Pritchard	-	x	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Actinoptychus vulgaris Schumann	x	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Actynocyclus curvatulus Janisch in Schmidt (= *Coscinodiscus curvatulus*)	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Amphicampa eruca Ehrenberg	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
†*Amphipentas juncta* (Schmidt) De Toni	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Amphiprora alata Kützing	-	-	-	-	-	x	x	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Amphiprora conspicua Greville	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Amphiprora pulchra Bailey	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Amphitetras antediluviana* Ehrenberg (= *Biddulphia antediluviana*)	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Amphora acutiuscula Kützing	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Amphora decussata Grunow	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Amphora javanica Schmidt	-	-	-	-	-	-	-	x		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Amphora ovalis (Kützing) Kützing	-	-	-	-	-	-	-	x		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Amphora salina W. Smith	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Anaulus australis* Drebes & D. Schulz	x		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Arachnoidiscus ehrenbergii Bailey ex Ehrenberg	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Ardissonia formosa* (Hantzsch) Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ardissonia fulgens (Greville) Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ardissonia fulgens var. *gigantea* (Lobarz.) Rabenhorst	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
** *Asterionellopsis glacialis* (Castracane) Round (= *Asterionella glacialis*; *Asterionella japonica*)	x	-	x	x	-	x	x	-	x	x	-	x	-	-	x	x	-	-	x

Appendix. Continued...

	Present	Z	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Asteromphalus elegans Greville	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Asteromphalus flabellatus (Brébisson) Greville	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Asteromphalus heptactis (Brébisson) Ralfs	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Asteromphalus hookerii Ehrenberg	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Asteroplanus karianus (Grunow) Gardner & Crawford (= *Asterionellopsis kariana*; = *Asterionella kariana*)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-
Aulacodiscus argus (Ehrenberg) Schmidt	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen	x		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Auliscus caelatus var. *latecostata* Schmidt	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Auliscus punctatus Bailey	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Auliscus sculptus (W. Smith) Ralfs ex Pritchard (= *Auliscus caelatus*)	-	x	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bacillaria paxillifera (Müller) Hendey (= *Bacillaria paradoxa*; *Nitzschia paradoxa*)	x	-	-	x	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
* *Bacteriastrum delicatulum* Cleve	x	-	-	x	-	x	x	x	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-
Bacteriastrum furcatum Shadbolt (= *Bacteriastrum varians*)	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bacteriastrum hyalinum Lauder	x	-	x	x	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Bellerochea malleus* (Brightwell) Van Heurck	x	-	-			-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Berkeleya scopulorum (Brébisson ex Kützing) Cox (= *Navicula scopulorum*)	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Biddulphia alternans (Bailey) Van Heurck (= *Triceratium alternans*)	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Biddulphia antediluviana* (Ehrenberg) Van Heurck (?var. *excavata*? Frenguelli)	-	-	-	x		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Biddulphia biddulphiana (J.E. Smith) Boyer (= *Biddulphia pulchella*)	x	x	-	x		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Biddulphia dubia (Brightwell) Cleve	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Biddulphia obtusa (Kützing) Ralfs (= *Biddulphia roperiana*)	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Biddulphia reticulata* Roper	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Biddulphia reticulum (Ehrenberg) Boyer (= *Triceratium punctatum*)	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Biddulphia tuomeyii (Bailey) Roper (= *Biddulphia tuomezii*)	x	x	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Bleakeleya notata* (Grunow) Round	x		-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Caloneis bivittata* (Pantocsek) Cleve	-		-		-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Caloneis westii (W. Smith) Hendey (= *Navicula formosa*)	-	x	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Campylodiscus clypeus (Ehrenberg) Ehrenberg ex Kützing	-	x	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Campylodiscus daemelianus Grunow	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Campylodiscus fastuosus Ehrenberg (= *Campylodiscus thuretii*)	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Campylodiscus guarujanus* Zimmermann	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Campyloneis curvirotunda* Tempère et Brun	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Campyloneis maxima* Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Catacombus gaillonii (Bory) Williams & Round (= *Synedra gaillonii*)	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cerataulina dentata Hasle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
* *Cerataulina pelagica* (Cleve) Hendey (= *Cerataulina bergonii*)	x	-	-	-		x	x	x	-	x	-	x	-	-	-	x	-	-	-
Cerataulus smithii Ralfs ex Pritchard	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Appendix. Continued...

	Present	Z	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Chaetoceros abnormis Proshkina-Lavrenko	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Chaetoceros aequatorialis* Cleve	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chaetoceros affinis Lauder	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-
Chaetoceros apendiculatus Müller Melchers	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chaetoceros atlanticus Cleve	-	-	-	-	-	-	-	x		x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chaetoceros brevis Schütt	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† § *Chaetoceros* cf. *constrictus* Gran	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Chaetoceros* cf. *karianus* Grunow	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chaetoceros coarctatus Lauder	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
§ *Chaetoceros concavicorne* Mangin	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chaetoceros confertus Müller Melchers	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chaetoceros contortus Schütt (= *Chaetoceros compressus*)	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-
Chaetoceros convolutus Castracane	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Chaetoceros costatus* Pavillard	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
* *Chaetoceros curvisetus* Cleve	x	-	x	x	-	x	x			x			-	-	-	x	-	-	-
§ *Chaetoceros dadayi* Pavillard	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Chaetoceros danicus* Cleve	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chaetoceros debilis Cleve	x	-	-	x	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chaetoceros decipiens Cleve	x	-	-		-	-	x	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Chaetoceros didymus Ehrenberg	x	-	-	x	-	-	-	x				x	-	-	x	-	-	-	-
Chaetoceros diversus Cleve	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chaetoceros furcellatus Bailey	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Chaetoceros* cf. *gracilis* Schütt	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		x	-
§ *Chaetoceros laciniosus* Schütt	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
* *Chaetoceros laevis* Leuduger-Fortmorel	x	-	-	-		x	x	x	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-
§ *Chaetoceros lauderi* Ralfs	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
* *Chaetoceros lorenzianus* Grunow	x	-	-	x		x	x		-		-	x	-	-	-	-	-	x	-
§ *Chaetoceros pelagicus* Cleve	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chaetoceros pendulus Karsten	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chaetoceros peruvianus Brightwell	x	-	-	x		x	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Chaetoceros pseudocurvisetus Mangin	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Chaetoceros rostratus* Lauder	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Chaetoceros similis* Cleve	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chaetoceros simplex Ostenfeld	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chaetoceros socialis Lauder	x					x			-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chaetoceros subtilis Cleve	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
Chaetoceros subtilis var. *abnormis* Prosckina-Lavrenko	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chaetoceros tenuissimus Meunier	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	x
§ *Chaetoceros tetrastichon* Cleve	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Chaetoceros tortissimus* Gran	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Climacodium frauenfeldianum Grunow	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Climacosphenia elongata Mereschkowsky	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Climacosphenia moniligera Ehrenberg	x	x	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cocconeis costata var. *kerguelensis* (Petit) Cleve	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cocconeis dirupta Gregory	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cocconeis dirupta var. *flexella* Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cocconeis heteroidea Hantzsch	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cocconeis pseudomarginata Gregory	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cocconeis scutellum Ehrenberg	-	x	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Appendix. Continued...

	Present	Z	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
† *Cocconeis scutellum* var. *adjuncta* Schmidt	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Cocconeis scutellum* var. *distans* (Gregory) Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Cocconeis scutellum* var. *riparia* Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
* *Corethron pennatum* (Grunow) Ostenfeld (= *C. criophilum*)	x	-	x	x	-	x	x	x	-	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-
Coscinodiscus apiculatus var. *ambigua* A. Grunow	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coscinodiscus asteromphalus Ehrenberg	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coscinodiscus brasiliensis Müller Melchers	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Coscinodiscus californicus* var. *ecostatus* Schmidt	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coscinodiscus concinnus W. Smith	-	-	-	x	-		x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coscinodiscus devius Schmidt	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-
Coscinodiscus gigas Ehrenberg	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
Coscinodiscus granii Gough	x	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
† *Coscinodiscus hanckii* Grunow	-	x			-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coscinodiscus heteroporus Ehrenberg	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coscinodiscus jonesianus (Greville) Ostenfeld	x	-	-	x	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coscinodiscus kurzii Grunow	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coscinodiscus marginatus Ehrenberg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coscinodiscus nitidus Gregory	-	-	-	x	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coscinodiscus obscurus Schmidt	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
* *Coscinodiscus oculus-iridis* (Ehrenberg) Ehrenberg	-	x	x	x	-	-	x	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coscinodiscus pavillardi Forti	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coscinodiscus perforatus Ehrenberg	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coscinodiscus punctiger (Castracane degli Antelminelli) Müller Melchers	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coscinodiscus radiatus Ehrenberg	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coscinodiscus radiatus var. *minor* (Schmidt) Rattray	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coscinodiscus robustus var. *kittoniana* Rattray	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coscinodiscus subconcavus Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coscinodiscus symmetricus Greville	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coscinodiscus variabilis Frenguelli	-	-	-	x		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Coscinodiscus wailesii* Gran & Angst	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cosmioneis pusilla (W. Smith) Mann & Stickle (= *Navicula pusilla*)	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Craticula perrotettii Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ctenophora pulchella (Ralfs ex Kützing) Williams & Round (= *Synedra pulchella*)	-	-	-	-		x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyclotella baltica (Grunow) Håkansson (= *Cyclotella striata* var. *baltica*)	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Cyclotella litoralis* Lange & Syvertsen	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyclotella meneghiniana Kützing	-	x		x		x	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyclotella striata (Kützing) Grunow	-	x	-	-			x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyclotella striata var. *mesoleia* Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
* *Cyclotella stylorum* Brightwell	x	x	-	x		x	x	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
* *Cylindrotheca closterium* (Ehrenberg) Lewin & Reimann	x	-	-	-		x	-	x	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-
Cymatosira adaroi Azpeitia Moros	-	-	-	x		x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cymatosira lorenziana Grunow	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Appendix. Continued...

	Present	Z	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Cymbella aspera (Ehrenberg) Cleve (= *Cymbella gastroides*)	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cymbella lanceolata (Ehrenberg) Kirchner	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cystopleura gibba (Ehrenberg) Kuntze	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cystopleura gibberula (Ehrenberg) Kuntze	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Cystopleura musculus* (Kuetz.) Kunze	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cystopleura turgida (Ehrenberg) Kuntze	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Cystopleura turgida* var. *granulata* (Ehrenberg) Brun	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cystopleura zebra (Ehrenberg) Kuntze	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
* *Dactyliosolen fragilissimus* (Bergon) Hasle (= *Rhizosolenia fragilissima*)	x	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	x	-	x	-	x	-	x	x
Dactyliosolen phuketensis (Sundström) Hasle (= *Rhizosolenia huketensis*)	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-
Delphineis surirella (Ehrenberg) Andrews (= *Raphoneis surirella*)	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Denticella seticulosa* (Greville) Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Denticula antillarum* Cleve et Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Denticula dusenii Cleve	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Detonula pumila* (Castracane) Gran	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dicladia capreola Ehrenberg	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dimeregramma marinum (Gregory) Ralfs ex Pritchard	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diploneis bomboides (Schmidt) Cleve	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diploneis bombus (Ehrenberg) Cleve	-	-	-	-		x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diploneis chersonensis (Grunow) Cleve	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diploneis coffaeiformis (Schmidt) Cleve	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diploneis crabro Ehrenberg (= *Navicula crabro*)	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diploneis fusca (Gregory) Cleve (= *Navicula fusca*)	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diploneis gruendleri (Schmidt) Cleve	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diploneis interrupta (Kützing) Cleve (= *Navicula interrupta*)	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diploneis litoralis (Donkin) Cleve	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diploneis nitescens (Gregory) Cleve	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diploneis ovalis (Hilse) Cleve	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diploneis smithii (Brébisson) Cleve	-	-	-	-	x	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diploneis splendida (Gregory) Cleve (= *Navicula splendida*)	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diploneis weissflogii (Schmidt) Cleve	x	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
* *Ditylum brightwellii* (T. West) Grunow	x	-	x	x		x	x			x		x	-	-	x	-	-	-	-
Encyonema prostratum (Berkeley) Kützing	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Endictya oceanica Ehrenberg	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Eucampia cornuta (Cleve) Grunow	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Eucampia zoodiacus Ehrenberg	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Eunotia serpentina var. *transilvanica* (Pantocsek) Hustedt	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Eunotogramma variabile Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Eupodiscus antiquus Cox	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Eupodiscus radiatus Bailey	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fragilariopsis doliolus (Wallich) Medlin & Sims (= *Pseudoeunotia doliolus*)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Appendix. Continued...

	Present	Z	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Frickea lewisiana (Greville) Heiden	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Frustulia rhomboides (Ehrenberg) De Toni	-		-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Glyphodesmis eximia Greville	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gomphonema brasiliense var. *demerarae* Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gomphonema exiguum var. *arctica* (Grunow) Cleve	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Gomphonema subclavatum* var. *sparsistriata* f. *minor* Schmidt	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Goniothecium gastridium* Ehrenberg	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Goniothecium hispidum* Ehrenberg	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Grammatophora angulosa Ehrenberg	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Grammatophora gibberula Kützing	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Grammatophora marina (Lyngbye) Kützing	x	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Grammatophora oceanica Ehrenberg	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Grammatophora serpentina Ehrenberg	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
* *Guinardia delicatula* (Cleve) Hasle (= *Rhizosolenia delicatula*)	x	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	x
* *Guinardia flaccida* (Castracane) H. Peragallo	x	-	-	x	-	-	x	x	-	x	-	x	-	-	x	x	-	-	x
** *Guinardia striata* (Stolterfoth) Hasle (= *Rhizosolenia stolterfothii*)	x	-	x	-	-	x	x	x	-	x	x	x	x	-	-	x	-	x	-
* *Gyrosigma balticum* (Ehrenberg) Rabenhorst	x	-	-	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Gyrosigma balticum* var. *wansbeckii* Donk	-	-	-		x		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gyrosigma fasciola (Ehrenberg) Griffith & Henfrey	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gyrosigma fasciola var. *arcuatum* (Donkin) Cleve	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Gyrosigma itaparicanum* Zimmermann	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gyrosigma strigile (W. Smith) Cleve	-		x	x		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hantzschia amphioxys (Ehrenberg) Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hantzschia amphioxys var. *capitata* Müller	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hantzschia virgata (Roper) Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Haslea wawrikae* (Husedt) Simonsen	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Helicotheca tamesis (Shrubsole) Ricard (= *Streptotheca tamesis*)	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hemiaulus hauckii Grunow ex Van Heurck	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hemiaulus membranaceus Cleve	x	-	-	-	-	-	x	x	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-
* *Hemiaulus sinensis* Greville	x	-	-	x	-	-	x	-	-	x	x	x	-	-	-	x	-	-	-
Hemidiscus cuneiformis Wallich	-	-	-	x	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hemidiscus ovalis (Gersonde) Harwood & Maruyama	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hyalodiscus scoticus (Kützing) Grunow	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hyalodiscus stelliger Bailey	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hyalosynedra laevigata (Grunow) Williams & Round (= *Synedra laevigata*)	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Hydrosera brasiliensis* Zimmermann	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Isthmia enervis Ehrenberg (= *Isthmiella enervis*)	x	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Isthmia minima* Harvey & Bailey	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Isthmia nervosa Kützing	x	x	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lauderia annulata Cleve (= *Lauderia borealis*)	x	-	-	x	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-
** *Leptocylindrus danicus* Cleve	x	-	-	x	-	-	x	x	-	x	x	x	-	x	-	x	-	-	x

Appendix. Continued...

	Present	Z	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Leptocylindrus mediterraneus (Peragallo) Hasle (= *Dactyliosolen mediterraneus*)	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Leptocylindrus minimus Gran	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	x	-	-	x
Licmophora lyngbyei (Kützing) Grunow ex Van Heurck (= *Licmophora abbreviata*)	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
† *Licmophora tincta* (Agardh) Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lioloma pacificum (Cupp) Hasle (= *Thalassiothrix mediterranea* var. *pacifica*)	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lithodesmium undulatum Ehrenberg	x	-	-	x		x	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lyrella hennedyi (W. Smith) Stickle & Mann (= *Navicula hennedyi*)	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lyrella lyra (Ehrenberg) Karajeva (= *Navicula lyra*; = *Navicula lyra* var. *ehrenbergi*)	-	-	-	x	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Martyana martyi (Héribaud) Round (= *Opephora martyi*)	-	-	-	x		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mastogloia apiculata W. Smith	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mastogloia binotata (Grunow) Cleve	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mastogloia brauni Grunow	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mastogloia decussata Grunow	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mastogloia fimbriata (Brightwell) Cleve	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Mastogloia smithii* var. *pusilla* Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mastogloia splendida (Gregory) Cleve	-		-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Melosira borreri Greville	-		x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Melosira granulata var. *angustissima* Müller	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Melosira moniliformis (Müller) Agardh	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-
Melosira setosa Greville	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Melosira varians Agardh	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Meuniera membranacea (Cleve) Silva	x	-	-	-	-	-	-	x	-	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-
† *Navicula aspera* var. *vulgaris* Cleve	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula bacilliformis Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula bottnica Grunow (= *Navicula smithii*)	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula braunii Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula bullata Norman	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula clavata var. *caribaea* (Cleve) Peragallo	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Navicula crabro* var. *multicostata* (Grunow) Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula crucicula (W. Smith) Donkin	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula dariana Schmidt	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula didyma (Ehrenberg) Kützing	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula elliptica Kützing	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula eximia (Grunow) Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Navicula floridae* Brun	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula forcipata var. *versicolor* Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula gentilis Donkin	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Navicula guarujana* Zimmermann	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Navicula hennedyi* var. *campechiana* Peragallo	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Navicula hennedyi* var. *clavata* Cleve	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula iridis var. *affinis* (Ehrenberg) Van Heurck	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula latiuscula Kützing	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Navicula liber* var. *umbilicata* Peragallo	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Appendix. Continued...

	Present	Z	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Navicula longa Ralfs ex Pritchard	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula lyra var. *gibba* Peragallo	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-
Navicula marina Ralfs ex Pritchard (= *Navicula punctulata* var. *marina*)	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula mesolepta Ehrenberg	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula mesolepta var. *stauroneiformis* Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula minima Grunow	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula nobilis var. *dactylus* (Ehrenberg) Van Heurck	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula nodosa Ehrenberg	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula palpebralis Brébisson	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula pennata Schmidt	-	-	-	-	x		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula rostellata Kützing (= *Navicula rhyncocephala* var. *rostellata*)	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula serians var. *brachysira* (Brébisson) Van Heurck	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula serians Brébisson ex Kützing	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula singularis Maillard	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula stauroptera var. *parva* (Ehrenberg) Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula subcarinata (Grunow ex Schmidt) Hendey (= *Navicula lyra* var. *subcarinata*)	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula tabellaria (Ehrenberg) Kützing	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula trigonocephala (Ehrenberg) Ralfs	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula tubulosa Brun	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula viridula (Kützing) Kützing	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Navicula viridula* f. *subsalina* Zimmermann	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Neocalyptrella robusta (Norman ex Ralfs) Hernández-Becerril & Meave del Castillo (= *Rhizosolenia robusta*)	x	-	-	x	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia angularis W. Smith	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia bilobata W. Smith	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia circumsuta (Bailey) Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia granulata Grunow	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia littoralis Grunow	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia longissima (Brébisson in Kützing) Ralfs	-	-	-	-	-	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia lorenziana Grunow	-	-	-	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia obtusa var. *nana* Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia obtusa W. Smith	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia obtusa W. Smith	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Nitzschia panduriformis* var. *minor* Gregory	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Nitzschia rigida* var. *rigidula* Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia sigma (Kützing) W. Smith	-	-	-	-	-	-		x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia sigma var. *sigmatella* (Gregory) Grunow	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia tryblionella Hantzsch	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia tryblionella var. *levidensis* (W. Smith) Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia ventricosa Kitton	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia vermicularis (Kützing) Hantzsch	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia vidovichii Grunow	-	-	-	-	-	-	x		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Appendix. Continued...

	Present	Z	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Nitzschia vivax W. Smith	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Nitzshia insignis* Gregory	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Nitzshia punctata* (W. Smith) Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Odontella aurita (Lyngbye) Agardh	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Odontella longicruris (Greville) Hoban (= *Biddulphia longicruris*)	x	-	-	-	-	x	x	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
* *Odontella mobiliensis* (Bailey) Grunow (= *Biddulphia mobiliensis*)	x	x	x	x	-	x	x	x	-	x	-	x	-	-	x	-	-	-	-
§ *Odontella obtusa* Kützing	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Odontella regia (Schultze) Simonsen (= *Biddulphia regia*)	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Odontella rhombus (Ehrenberg) Kützing (= *Biddulphia rombus*)	x	-	-	x	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Odontella sinensis (Greville) Grunow (= *Biddulphia sinensis*)	x	-	-	x	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Odontella turgida (Ehrenberg) De Toni	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Palmerina hardmaniana (Greville) Hasle (= *Palmeria hardmaniana* ; = *Hemidiscus hardmanianus*)	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
** *Paralia sulcata* (Ehrenberg) Cleve (= *Melosira sulcata*)	x	x	x	x	-	x	x	x	-	x	-	x	-	-	x	x	-	-	-
Paralia sulcata f. *coronata* (Ehrenberg) Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Paralia sulcata f. *radiata* Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Petrodictyon gemma (Ehrenberg) Mann (= *Surirella gemma*)	-	x	x	x	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Petroneis plagiostoma (Grunow) Mann (= *Navicula plagiostoma*)	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
* *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	x	-	-	-	-	-	x	x
Pinnularia cardinalis (Ehrenberg) W. Smith (= *Navicula cardinalis*)	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pinnularia latevittata Cleve	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pinnularia stauroptera (Grunow) Rabenhorst (= *Navicula stauroptera*)	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pinnularia viridis (Nitzsch) Ehrenberg (= *Navicula viridis*)	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Plagiogramma obesum* Greville	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Plagiogramma staurophorum* var. *robustum* Brun in Tempère	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Plagiotropis zebra* Cleve	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pleurosigma acutum f. *brasiliana* Müller Melchers	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pleurosigma acutum Norman ex Ralfs	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pleurosigma angulatum (Queckett) W. Smith	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Pleurosigma angulatum* var. *densestriata* Andrade & Teixeira	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pleurosigma angulatum W.Smith	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pleurosigma elongatum W. Smith	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pleurosigma formosum W. Smith	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pleurosigma hippocampus (Ehrenberg) W. Smith	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Pleurosigma intermedium* var. *mauritiana* Grunow	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pleurosigma naviculaceum Brébisson	-	-	-	x	x	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Appendix. Continued...

	Present	Z	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Pleurosigma normanii Ralfs	-	x	-	x	x	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Pleurosigma rhomboides* (Ehrenberg) De Toni	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pleurosigma strigilis W. Smith	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pleurosira laevis (Ehrenberg) Compère (= *Biddulphia laevis*)	-	-	-	x		x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Pleurostauron acutum* (W. Smith) Rabenhorst	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Podosira maxima (Kützing) Grunow	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Podosira stelliger (Bailey) Mann	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
* *Proboscia alata* (Brightwell) Sündstrom (= *Rhizosolenia alata*)	x	-	-	x	-	-	x	x	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Psammodictyon panduriforme (Gregory) Mann (= *Nitzschia panduriformis*)	-	x	-	-	-	-	x	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Pseudoauliscus radiatus* (Bailey) Rattraz	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Pseudo-nitzschia "delicatissima"* (= *Nitzshia delicatissima*)	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x
† * *Pseudo-nitzschia* "*seriata*" (= *Nitzschia seriata*)	-	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	x
§ *Pseudo-nitzschia calliantha* Lundholm, Moestrup & Hasle	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Pseudo-nitzschia delicatissima* (Cleve) Heiden	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Pseudo-nitzschia fraudulenta* (Cleve) Hasle	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Pseudo-nitzschia multistriata* (Takano) Takano	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Pseudo-nitzschia pungens* (Grunow ex Cleve) Hasle	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pseudosolenia calcar-avis (Schultze) Sundström (= *Rhizosolenia calcar-avis*)	x	-	-	x	-	-	x	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Raphoneis castracanei Grunow	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rhabdonema adriaticum Kützing	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rhabdonema arcuatum (Lyngbye) Kützing	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rhaphoneis amphiceros (Ehrenberg) Ehrenberg	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Rhizosolenia acuminata* (H. Peragallo) H. Peragallo	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rhizosolenia bergonii H. Peragallo	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Rhizosolenia castracanei* H. Peragallo	x	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rhizosolenia hebetata Bailey	x	-		-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rhizosolenia hebetata f. *semispina* (Hensen) Gran (= *Rhizosolenia semispina*)	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rhizosolenia hyalina Ostenfeld	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
* *Rhizosolenia imbricata* Brightwell (= *Rhizosolenia imbricata* var. *shrubsolei*)	x	-	-	x		x	x	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
§ *Rhizosolenia pungens* Cleve-Euler	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
* *Rhizosolenia setigera* Brightwell	x	-	-	x		x	x	x	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Rhizosolenia styliformis Brightwell	x	-	-	-	-		x	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
† *Schizonema liebmannii* Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Schizostauron brasiliense* Zimmermann	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Schizostauron crucicula* Grunow	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† * *Skeletonema costatum* (Greville) Cleve	-	-	-	x		x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	-	x
§ *Skeletonema tropicum* Cleve	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Stauroneis acuta* var. *terryana* Tempère	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Stauroneis phoenicenteron Ehrenberg	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Appendix. Continued...

	Present	Z	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Stauroneis schinzii Brun	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Stellarima stellaris (Roper) Hasle & Sims (= *Coscinodiscus stellaris*)	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Stephanopyxis palmeriana (Greville) Grunow	x	-	-	x	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
* *Stephanopyxis turris* (Greville) Ralfs ex Pritchard	x	-	x	x	-	-	x	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Stictodiscus californicus Greville	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Streptotheca tamesis* Shrubsole	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Striatella unipunctata (Lyngbye) Agardh	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Surirella davidsonii Schmidt	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Surirella fastuosa* (Ehrenberg) Kützing	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Surirella fastuosa* var. *cuneata* (Schmidt) H. Peragallo & M. Peragallo	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Surirella febigerii Lewis	-	x	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Surirella gruendleri Janisch	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Surirella kittoni Schmidt	-		-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Surirella ovalis Brébisson	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Surirella ovalis var. *ovata* (Kützing) Van Heurck	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Surirella praeclare Schmidt	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Surirella recedens Schmidt	-		-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Surirella robusta Ehrenberg	-	x	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Surirella rorata Frenguelli	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Surirella tenera var. *nervosa* Schmidt	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Surirella tenera var. *splendidula* Schmidt et al.	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Synedra affinis* var. *fasciculata* (Kützing) Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Synedra affinis* var. *hybrida* Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Synedra affinis* var. *intermedia* Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Synedra affinis* var. *obtusa* Hustedt	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Synedra affinis* var. *parva* Van Heusen	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Synedra affinis* var. *tabulata* (Agardh) Van Heusen	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Synedra crystallina (Agardh) Kützing	-		-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Synedra fasciculata (Agardh) Kützing (= *Synedra affinis*)	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Synedra gallioni* var. *macilenta* Peragallo	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Synedra investiens W. Smith	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Synedra investiens W. Smith	-		-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Synedra ulna (Nitzsch) Ehrenberg	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Synedra ulna var. *amphirhynchus* (Ehrenberg) Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Synedra ulna var. *amphirhynchus* (Ehrenberg) Grunow	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Synedra ulna var. *splendens* (Kützing) Brun	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Synedra ulna var. *subaequalis* Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Terpsinoe americana (Bailey) Ralfs	-	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Thalassionema frauenfeldii (Grunow) Hallegraeff (= *Thalassiothrix frauenfeldii*)	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-
**Thalassionema nitzschioides* (Grunow) Mereschkowsky	x	-	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x	-	-	x	x	-	-	-
Thalassiosira decipiens (Grunow) Jørgensen (= *Coscinodiscus decipiens*)	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Appendix. Continued...

	Present	Z	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Thalassiosira eccentrica (Ehrenberg) Cleve (= *Coscinodiscus excentricus*)	-	-	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Thalassiosira eccentrica var. *micropora* Grunow (= *Coscinodiscus excentricus* var. *micropora*)	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Thalassiosira hendeyi Hasle & Fryxell (= *Coscinodiscus hustedtii*)	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Thalassiosira leptopus (Grunow ex Van Heurck) Hasle & Fryxell (= *Coscinodiscus lineatus*)	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Thalassiosira pacifica Gran & Angst	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
§ *Thalassiosira rotula* Meunier	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Thalassiosira subtilis (Ostenfeld) Gran	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Toxarium undulatum Bailey (= *Synedra undulata*)	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Trachyneis aspera (Ehrenberg) Cleve	-		-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Trachyneis aspera var. *intermedia* (Grunow) Cleve (= *Navicula aspera* var. *intermedia*)	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Trachysphenia australis* var. *aucklandica* Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Triceratium bergonii Tempère & Brun	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Triceratium biquadratum Janisch	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Triceratium distictum Barker & Meakin	-		x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Triceratium distinctum* Janisch	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Triceratium favus Ehrenberg	x	x	-	x		x	x		-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Triceratium favus var. *quadrata* Grunow	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Triceratium formosum Brightwell	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Triceratium patagonicum Schmidt	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Triceratium pentacrinus (Ehrenberg) Wallich	-	x		x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Triceratium scitulum f. *quadrata* Schmidt	-	x			-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tryblionella littoralis (Grunow) Mann (= *Nitzschia littoralis*)	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DINOFLAGELLATES	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Alexandrium fraterculus* (Balech) Balech	x	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Amphisolenia bidentata Schröder		-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ceratium breve (Ostenfeld & Schmidt) Schröder	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ceratium carriense Gourret	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ceratium contortum (Gourret) Cleve		-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ceratium declinatum (Karsten) Jørgensen		-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Ceratium declinatum* var. *angusticornum* (Peters) Taylor	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Ceratium declinatum* var. *majus* Jørgensen	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ceratium euarcuatum Jørgensen	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ceratium extensum (Gourret) Cleve	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Ceratium falcatum* (Kofoid) Jørgensen	x	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ceratium furca (Ehrenberg) Claparéde & Lachmann	x	-	x	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	x	-	-	-	-
§ *Ceratium furca* var. *eugrammum* (Ehrenberg) Jørgensen	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ceratium fusus (Ehrenberg) Dujardin	x	-	x	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	x	-	-	-	-
Ceratium gibberum Gourret	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ceratium gravidum Gourret	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ceratium hexacanthum Gourret	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Appendix. Continued...

	Present	Z	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
§ *Ceratium hircus* Schröder	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Ceratium horridum* (Cleve) Gran	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Ceratium humile* Jørgensen	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ceratium inflatum (Kofoid) Jørgensen	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ceratium karsteni Pavillard	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Ceratium kofoidii* Jørgensen	x	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ceratium longirostrum Gourret	-	-	x	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ceratium lunula (Schimper ex Karsten) Jørgensen	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Ceratium macroceros* (Ehrenberg) Vanhöffen	x	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ceratium macroceros var. *gallicum* Kofoid		-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ceratium massiliense (Gourret) Jørgensen	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ceratium pentagonum var. *robustom* Cleve	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ceratium pentagonum var. *tenerum* Jørgensen	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Ceratium pulchellum* Schröder	x	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ceratium sumatranum (Karsten) Jørgensen	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Ceratium symmetricum* Pavillard	x	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ceratium tenue (Ostenfeld & Schmidt) Jørgensen	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ceratium teres Kofoid	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Ceratium deflexum* (Kofoid) Jørgensen	x	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ceratium trichoceros (Ehrenberg) Kofoid	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ceratium tripos (Müller) Nitzsch	x	-	x	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Ceratium tripos* var. *tripodioides* (Jørgensen) Paulsen	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Ceratium tripos* var. *atlanticum* (Ostenfeld) Paulsen	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
† *Ceratium vultur* var. *recurvum* (Jørgensen) Schiller	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Corythodinium michaelsarsi* (Gaarder) Taylor	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Corythodinium tesselatum* (Stein) Loeblich Jr. & Loeblich III	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dinophysis acuminata Claparède & Lachmann	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Dinophysis argus* (Stein) Abé	x	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dinophysis caudata Saville-Kent	x	-	x	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Dinophysis hastata* Stein	x	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dinophysis rapa (Stein) Balech	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Dinophysis rotundata* Claparède & Lachmann	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dinophysis tripos Gourret	x	-	x	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Goniodoma polyedricum (Pouchet) Jørgensen		-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Gonyaulax* cf. *verior* Sournia	x	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gonyaulax digitale (Pouchet) Kofoid		-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Gymnodinium catenatum* Graham	x	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Mesoporos perforatus* (Gran) Lillick (= *Porella perforata*)	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Noctiluca scintillans (Macartney) Kofoid et Swezy	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Ornithocercus thumii* (Schmidt) Kofoid & Skogsberg	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Oxyphysis oxytoxoides* Kofoid	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Oxytoxum milneri* Murray & Whitting	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Oxytoxum scolopax Stein	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Appendix. Continued...

	Present	Z	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
§ *Peridinium quinquecorne* Abé	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Podolampas bipes Stein	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Podolampas elegans* Schütt	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Podolampas palmipes* Stein	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Prorocentrum compressum (Bailey) Abé ex Dodge	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
§ *Prorocentrum cordatum* (Ostenfeld) Dodge	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Prorocentrum gracile Schütt	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-
Prorocentrum micans Ehrenberg	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
§ *Prorocentrum sigmoide* Bohm	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Protoperidinium* cf. *tenuissinum* (Kofoid) Balech	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Protoperidinium crassipes (Kofoid) Balech	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Protoperidinium depressum (Bailey) Balech	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Protoperidinium divergens (Ehrenberg) Balech	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Protoperidinium grande (Kofoid) Balech	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Protoperidinium pellucidum Bergh ex Loeblich Jr. & Loeblich III	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Protoperidinium asymmetricum* (Karsten) Balech	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ † *Protoperidinium* "type" *brochii*	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Protoperidinium conicum* (Gran) Balech	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ † *Protoperidinium* "type" *latissimum*	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ † *Protoperidinium* "type" *leonis*	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ † *Protoperidinium* "type" *oceanicum*	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ † *Protoperidinium* "type" *ovatum*	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ † *Protoperidinium* "type" *pentagonum*	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Protoperidinium steinii* (Jørgensen) Balech	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Protoperidinium tuba* (Schiller) Balech	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pseliodinium vaubanii Soumia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pyrocystis lunula (Schütt) Schütt	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pyrocystis obtusa Pavillard	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Pyrophacus horologium* Stein	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pyrophacus steinii (Schiller) Wall & Dale	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SILICOFLAGELLATES	-	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Dictyocha cruz* Ehrenberg	x	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dictyocha fibula Ehrenberg	x	-	-	-	-	-	-	x		x	x	x	-	-	-	-	-	-	-
Octactis octonaria (Ehrenberg) Hovasse	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
COCCOLITHOPHORIDS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Emiliania huxleyi (Lohmann) Hay & Mohler	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Calciosolenia murrayi Gran	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Calciopappus caudatus Gaarder & Ramsfjell	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-
Umbilicosphaera sibogae (Weber-van Bosse) Gaarder	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Ophiaster hydroideus (Lohmann) Lohmann	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-
EBRIIDEANS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			-	-	-	-	-	-	-
Ebria tripartita (Schumann) Lemmermann	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x		x	-	-	-	-	-	-	-
§ *Hermesinum adriaticum* Zacharias	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CYANOBACTERIA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
§ *Johannesbaptistia pellucida* (Dickie) W.R. Taylor & Drouet	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Trichodesmium erythraeum Ehrenberg ex Gomont	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x				-	-	-
§ *Trichodesmium thiebautii* Gomont ex Gomont	x																-	-	-

Legend: *cited in 30-50% of publications; ** cited in 51-80% of publications; † nomenclature/taxonomy to be verified; § new record (present survey, 2004-2006).

Legenda: *citada em 30-50% das publicações; ** citada em 51-80% das publicações; † nomenclatura/taxonomia exige verificação; § novo registro (levantamento atual, 2004-2006).

A new species of *Notalina* Mosely, 1936 (Trichoptera: Leptoceridae) from Chapada dos Veadeiros National Park, Goiás state, Brazil

***Adolfo Ricardo Calor*[1,2]**

[1]*Laboratório de Entomologia Aquática, Departamento de Biologia,*
Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto,
Universidade de São Paulo – USP,
Ribeirão Preto, Brazil, http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce
[2]*Corresponding author: Adolfo Ricardo Calor, e-mail: acalor@usp.br, tricopteros@gmail.com*

CALOR, A.R. 2008. **A new species of *Notalina* Mosely, 1936 (Trichoptera: Leptoceridae) from Chapada dos Veadeiros National Park, Goiás state, Brazil.** Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?article+bn02108032008.

Abstract: The endemic Neotropical long-horned caddisfly subgenus *Notalina* (*Neonotalina*) Holzenthal contains nine described species in two species groups, the *brasiliana* and *roraima* groups, from the Brazilian Southeastern and Amazonian regions, respectively. In this paper, a new species of *Notalina* in the *brasiliana* species group, from Chapada dos Veadeiros National Park, Goiás state, Brazil, is described and illustrated. The new species is easily recognized by the following character set: presence of two pairs of processes on abdominal segment X; presence of well-developed basoventral protuberances, mesally directed in ventral view; presence of triangle-shaped, acuminated mesoventral process on the inferior appendages; and phallic apparatus with flanges slightly curved in dorsal view, not laterally directed.
Keywords: *caddisflies, description, Hudsonemini, Neotropical, taxonomy.*

CALOR, A.R. 2008. **Uma nova espécie de *Notalina* Mosely, 1936 (Trichoptera: Leptoceridae) proveniente do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás, Brasil.** Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?article+bn02108032008.

Resumo: O subgênero neotropical *Notalina* (*Neonotalina*) Holzenthal contém nove espécies descritas em dois grupos de espécies, *brasiliana* e *roraima*, provenientes do Sudeste brasileiro e da região Amazônica, respectivamente. Neste artigo, uma nova espécie de *Notalina* é descrita e ilustrada a partir de espécimes colecionados no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás, Brasil. A nova espécie é facilmente diagnosticada pelo seguinte conjunto de caracteres: presença de dois pares de processos no segmento abdominal X; presença de protuberâncias basoventrais bem desenvolvidas, mesalmente direcionadas em vista ventral; presença de processo mesoventral acuminado, com formato triangular no apêndice inferior, e aparato fálico com extensões laterais levemente curvadas em vista dorsal, não direcionadas lateralmente.
Palavras-chave: *descrição, Hudsonemini, Neotropical, taxonomia, tricópteros.*

Introduction

Leptoceridae Leach 1815 is a cosmopolitan family of caddisflies containing 1,567 described species, making it the second largest family in the order Trichoptera after the Hydroptilidae (1,677 species) in known species richness (Morse 2003). In the Neotropics, there are 13 described leptocerid genera in two subfamilies, seven genera in the Leptocerinae Ulmer (*Achoropsyche* Holzenthal, *Amphoropsyche* Holzenthal, *Brachysetodes* Schmid, *Nectopsyche* Müller, *Neoathripsodes* Holzenthal, *Oecetis* McLachlan, and *Triaenodes* McLachlan) and six genera in the in Triplectidinae Kolenati (*Amazonatolica* Holzenthal & Pes, *Atanatolica* Mosely, *Grumichella* Müller, *Hudsonema* Mosely, *Notalina* Mosely, and *Triplectides* Kolenati).

The genus *Notalina* was erected by Mosely (1936) for three Australian species, *Notalina parkeri* (type species), *N. delicatula* (Ulmer) 1908, and *N. flava* (Ulmer) 1908. Since then, 24 species have been described in two subgenera, *N.* (*Notalina*) and *N.* (*Neonotalina*) Holzenthal from the Australian and Neotropical regions, respectively. Since the first three species of *Notalina* (*Notalina*), 12 additional species have been described: *N. arena* St. Clair 1991, *N. bifaria* Neboiss 1977, *N. dwellinga* Neboiss 1982, *N. fulva* Kimmins 1953, *N. gungara* Neboiss 1984, *N. moselyi* Kimmins 1953, *N. nigra* (Mosely) 1953, *N. ordina* St. Clair 1991, *N. pseudodelicatula* Neboiss 1982, *N. salina* St. Clair 1991, *N. spira* St. Clair 1991, and *N. tillyardi* Kimmins 1953. Of these taxa, immature stages have been described for seven species (*N. arena, N. fulva, N. ordina, N. salina, N. spira, N. parkeri*, and *N. tillyardi*) by St. Clair (1991). In the Neotropical subgenus, there are nine described species: *N. brasiliana* Holzenthal 1986, *N. morsei* Holzenthal 1986, *N. cipo* Holzenthal 1986, *N. hamiltoni* Holzenthal 1986, *N. roraima* Holzenthal 1986, *N. nanay* Holzenthal 1986, *N. matthiasi* Holzenthal 1986, *N. paulista* Calor & Holzenthal 2006, and *N. froehlichi* Calor & Holzenthal 2006. Holzenthal (1986) recognized two groups of Neotropical species (*roraima* and *brasiliana* groups), and this hypothesis was corroborated by the cladistic analysis of Calor et al. (2006).

Recently, Calor & Froehlich (2008) described the immature stages of *Notalina morsei*, the first description of the larvae of *N.* (*Neonotalina*) subgenus, and provided an updated key to known larvae of Neotropical Leptoceridae genera. In this paper, a new species of *Notalina* (*Neonotalina*) Holzenthal 1986 from Chapada dos Veadeiros National Park, Goiás state, Brazil is described and illustrated.

Material and Methods

The specimens were collected at Chapada dos Veadeiros National Park, a reserve located in the Northern Goiás state (13° 51' to 14° 10' S and 47° 25' to 47° 42' W), Brazil. The natural vegetation of this reserve is characterized by a predominance of forest formations at low elevations and Cerrado with rupestrian areas at high elevations. The specimens will be deposited in Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, Brazil (MZSP), as discussed in the "Material examined" section.

Methods used in the collection, preparation, examination, illustration, and description of the species were those discussed by Holzenthal & Andersen (2004) and Blahnik & Holzenthal (2004). The morphological terminology used in this paper follows that described and figured by Schmid (1980) and used by Holzenthal (1986) and Calor et al. (2006).

Notalina goianensis n. sp. (Figures 1-2)

As in other species of the *brasiliana* species group, the new species of *Notalina* can be recognized by the presence of lateral, acuminate flanges on the male phallobase and well-developed phallotremal sclerites. The new species can be distinguished by elongate mesodorsal process, acuminate mesoventral processes; well-developed basoventral protuberances, setose and mesally directed in ventral view; and by having the flanges of the phallic apparatus slightly curved in dorsal view.

Male: Color brown to dark brown, with small white wing spots (specimens in alcohol). Tibial spur formula 2,2,4. Wing venation as in

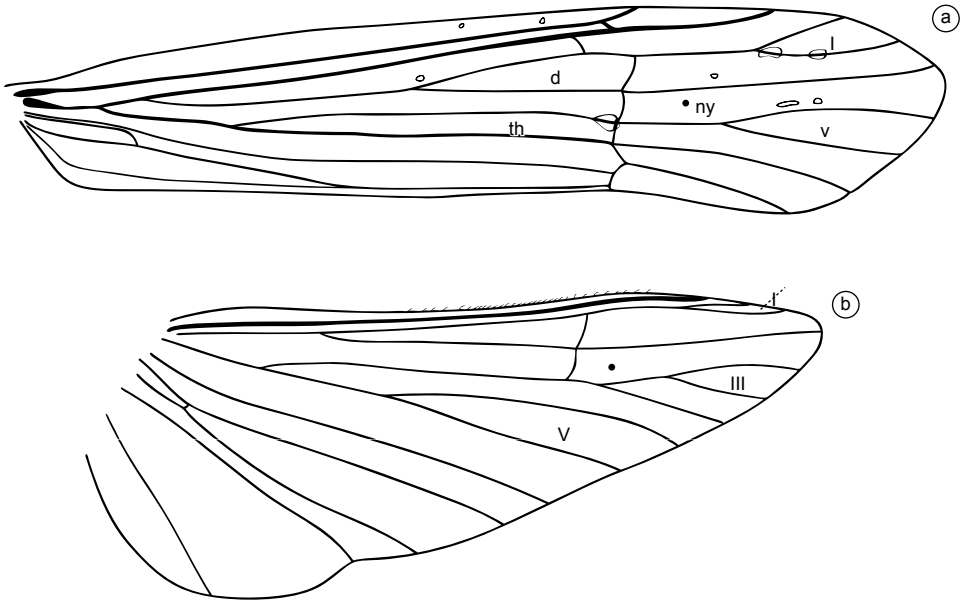


Figure 1. *Notalina goianensis* Calor, new species. Male wings: a) Forewing; and b) Hind wing. The small white wing spots are show as weak trace. The abbreviations d and th refer to discoidal and thyridial cells, ny to nygma, and the numbers I, III and V denote forks I, III and V, respectively.

Figura 1. *Notalina goianensis* Calor, espécie nova. Asas do macho: a) Asas anteriores; e b) Asas posteriores. As manchas brancas pequenas são indicadas com leve tracejado. As abreviações d e th referem-se às células discoidal e tiridial, ny à nygma e os números I, III e V denotam forquilhas I, III e V, respectivamente.

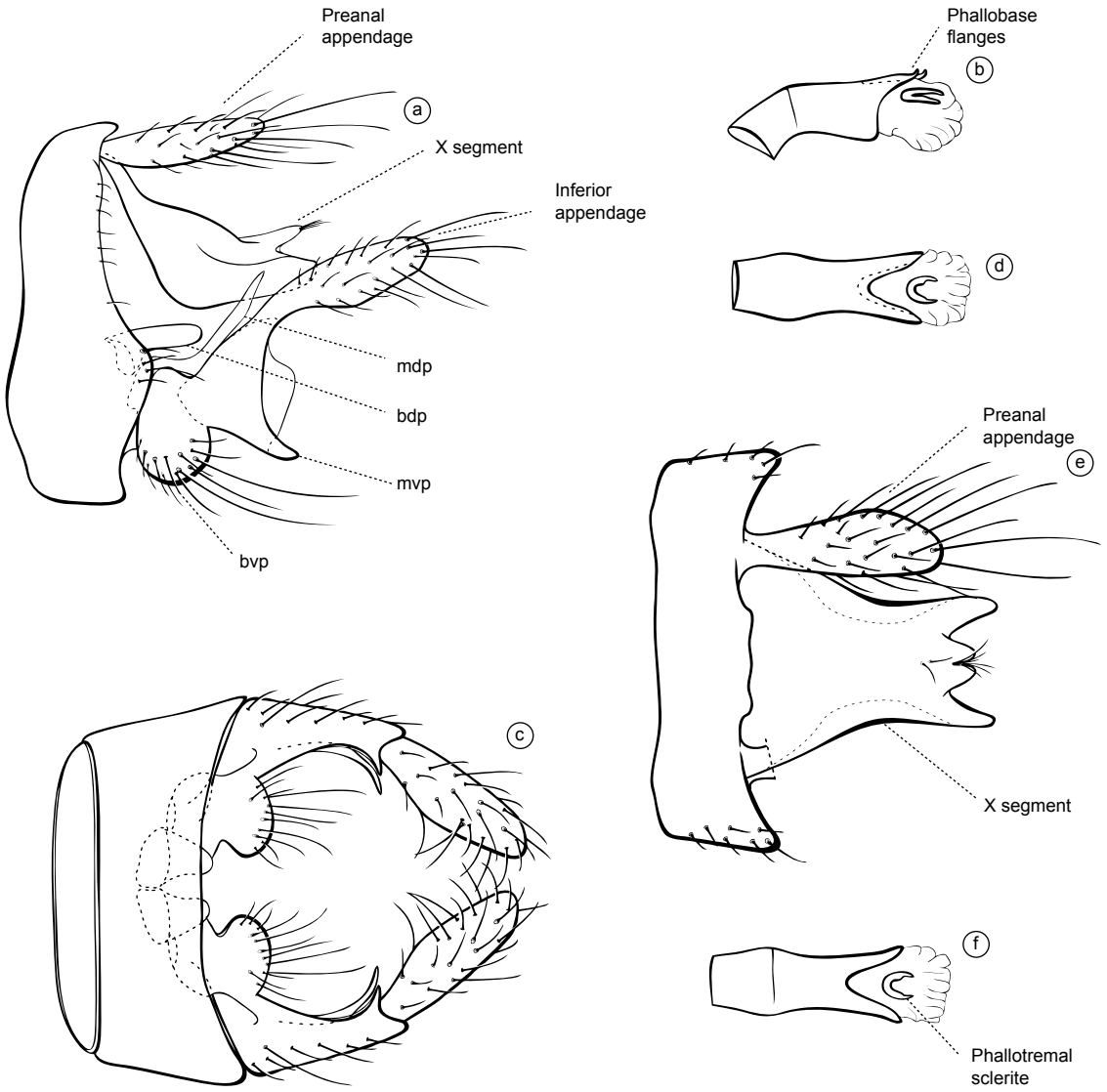


Figure 2. *Notalina goianensis* Calor, new species. Male genitalia: a) Abdominal segments IX and X, without the phallic apparatus, lateral view; b) Phallic apparatus, lateral view; c) Abdominal segments IX and inferior appendages, ventral view; d) Phallic apparatus, ventral view; e) Abdominal segments IX and X, without a preanal appendage, dorsal view; and f) Phallic apparatus, dorsal view. The abbreviations bvp, mvp, bdp, mdp denote basoventral protuberance, mesoventral process, basodorsal process and mesodorsal process, respectively.

Figura 2. *Notalina goianensis* Calor, espécie nova. Genitália masculina: a) Segmentos abdominais IX e X, vista lateral (aparato fálico excluído); b) Aparato fálico, vista lateral; c) Segmento abdominal IX e apêndice inferior, vista ventral; d) Aparato fálico, vista ventral; e) Segmentos abdominais IX e X, vista dorsal (apêndice pré-anal esquerdo excluído); e f) Aparato fálico, vista dorsal. As abreviações bvp, mvp, bdp, mdp denotam protuberância basoventral, processo mesoventral, processo basodorsal e processo mesodorsal, respectivamente.

Figure 1. Forewing length 7.0-9.5 mm (N = 8), forks I and V present, a lucid area between the veins Sc and R_2. Hindwing forks I, III and V present, fork I very narrow. Genitalia as in Figure 2. Abdominal segment IX annular, broadest ventrolaterally, with pair of small dorsal expansions and setae on lateral border. Segment X saddle-like, bearing pair of broadly digitate ventrolateral processes apically and pair of digitate, setose dorsomesal processes. Preanal (or superior) appendage long, about 2/3-length of segment X, setose, slightly clavate. Inferior appendage with apical portion elongate, digitate, setose; basal portion bearing various processes: short, flat, apically rounded basodorsal process; long, slender mesodorsal process, its apex narrowed, dorso-medially directed; well-developed, rounded, setose, basoventral protuberance, its mesal border extended mesad in ventral view; and long, triangular, acuminate mesoventral process. Phallic apparatus with phallic apodeme and phallobase well developed; phallobase with pair of acuminate flanges, its apex dorsally, not laterally, directed; phallotremal sclerite developed mesad, but smaller than that of *N. brasiliana*, roughly U-shaped in dorsal view, apex acuminate.

Female: Color similar to male (specimens in alcohol). Tibial spur formula 2,2,4. Forewing length 6.0-7.5 mm (N = 4), forks I, III and V present. Hindwing forks I, III and V presents, fork I very narrow. Genitalia and wings venation not distinguishable from those of *N. brasiliana*, thus not figured here.

Immatures: Unknown.

Material examined: Holotype: male, BRAZIL: Goiás state, Chapada dos Veadeiros National Park, Alto Paraíso, Ribeirão Água Fria, 14° 05' 26.3" S and 47° 29' 38.5" W, 1225 m, 16.xii.2006 (Bispo, Yokoyama & Paciencia) (MZSP). Paratypes: 4 males and 4 females, BRAZIL: Goiás state, Chapada dos Veadeiros National Park, Alto Paraíso, Ribeirão Água Fria, 16.xii.2006 (Bispo, Yokoyama & Paciencia) (MZSP); 3 males, BRAZIL: Goiás state, Chapada dos Veadeiros National Park, Alto Paraíso, Loquinhas, 14° 08' 40.1" S and 47° 29' 18.6" W, 15.xii.2006 (Bispo, Yokoyama & Paciencia) (MZSP).

Etymology: This specific epithet, *goianensis*, refers to the Brazilian state of Goiás, where Chapada dos Veadeiros National Park is situated, and also the state of origin of the collector of this material, Dr. Pitágoras Bispo.

Discussion

As discussed in the species description, *N. goiansensis* is placed in the *brasiliana* species-group by the presence of lateral, acuminate flanges on the male phallobase and well-developed phallotremal sclerites, both synapomorphies of this clade (Holzenthal 1986, Calor et al. 2006). The new species is most similar to *N. brasiliana* due to the presence of two pairs of processes on abdominal segment X and by the complex nature of the basal half of the inferior appendage in the male genitalia. Unlike *N. brasiliana*, the new species has the dorsomesal processes of segment X small, ½ the length of the ventrolateral processes, the basoventral protuberances well-developed, mesally directed in ventral view, the mesoventral process acuminate, triangle-shaped on the inferior appendages, the flanges of phallic apparatus slightly curved in dorsal view, not laterally directed, unlike *N. brasiliana*. The phallotremal sclerite is small in the first too.

Acknowledgements

I am grateful to the Aquatic Entomology Team (FFCLRP/USP), especially the Dr. Claudio Froehlich, for comments on the manuscript. I sincerely thank Dr. Pitágoras Bispo and Ms. Elisa Yokoyama (UNESP) that graciously loaned the caddisflies from Project Estudo Taxonômico de Plecoptera com ênfase na região Centro Oeste do Brasil (CNPq). I also thank Dr. Ralph Holzenthal (UMSP) for valuable suggestions to the manuscript. This work was supported by Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq fellowships141367/2004-0 and SWE 201382/2007-5).

References

CALOR, A.R., AMORIM, D.S. & HOLZENTHAL, R.W. 2006. Phylogenetic analysis of *Notalina* (*Neonotalina*) Holzenthal (Trichoptera: Leptoceridae), with descriptions of two new species from southeastern Brazil. Zootaxa 1131:33-48.

CALOR, A.R. & FROEHLICH, C.G. 2008. Description of the immature stages of *Notalina morsei* Holzenthal, 1986 (Trichoptera: Leptoceridae) and an updated key to larvae of Neotropical Leptoceridae genera. Zootaxa 1779:45-54.

BLAHNIK, R.J. & HOLZENTHAL, R.W. 2004. Collection and curation of Trichoptera, with an emphasis on pinned material. Nectopsyche, Neotropical Trichoptera Newsletter 1:8-20. Available: http://www.entomology.umn.edu/museum/links/news.html. Accessed 2007 Jun 02.

HOLZENTHAL, R.W. 1986. The Neotropical species of *Notalina*, a southern group of long-horned caddisflies (Trichoptera: Leptoceridae). Syst. Entom. 11:61-73.

HOLZENTHAL, R.W. & ANDERSEN, T. 2004. The caddisfly genus *Triaenodes* in the Neotropics (Trichoptera: Leptoceridae). Zootaxa 511:1-80.

MORSE, J.C. 2003. Trichoptera (Caddisflies). In Encyclopedia of Insects (V.H. Resh & R.T. Cardé eds.). Academic Press, San Diego, California, p.1145-1151.

MOSELY, M.E. 1936. A Revision of the Triplectidinae, a subfamily of the Leptoceridae (Trichoptera). Trans. Roy. Ent. Soc. London 85:91-129.

SCHMID, F. 1980. Généra des Trichoptères du Canada et des États Adjacents. Les Insectes et Arachnides du Canada, partie 7, 1962. Agriculture Canada Publication, Ottawa. 296p.

ST. CLAIR, R.M. 1991. The genus *Notalina* (Trichoptera: Leptoceridae: Triplectidinae) in Southeastern Australia, with descriptions of the larvae and pupae. Inv. Taxon. 4:895-934.

Recebido em 15/06/08
Versão Reformulada recebida em 01/09/08
Publicado em 19/09/08

Echinodermata da Baía de Todos os Santos e da Baía de Aratu (Bahia, Brasil)

Cynthia Lara de Castro Manso[1,3], Orane Falcão de Souza Alves[2] & Luciana Ribeiro Martins[2]

[1] Laboratório de Invertebrados Marinhos – LABIMAR, Núcleo de Ciências Biológicas,
Campus Prof. Alberto Carvalho, Universidade Federal de Sergipe – UFS,
Av. Vereador Olimpio Grande, s/n, CEP 49500-00, Itabaiana, SE, Brasil, www.campusitabaiana.ufs.br
[2]Departamento de Zoologia, Laboratório de Geoecologia de Sedimentos Marinhos,
Instituto de Biologia, Campus Universitário de Ondina, Universidade Federal da Bahia – UFBA,
Rua Barão de Jeremoabo, s/n, CEP 40170-115, Salvador, BA, Brasil,
e-mail: orane@ufba.br, martins@ufba.br, http://www.biologia.ufba.br
[3]Autor para correspondência: Cynthia Lara de Castro Manso, e-mail: cynthia@phoenix.org.br

MANSO, C.L.C., ALVES, O.F.S. & MARTINS, L.R. 2008. **Echinoderms from Todos os Santos Bay and Aratu Bay (Bahia, Brazil).** Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?article+bn02208032008.

Abstract: We present the results of the studies on biodiversity of Echinodermata (except Holothuroidea) from the Projects "Marine Environmental Evaluation of the Todos os Santos Bay - MAREMBA" (July/August 1996) and "Geoecology of the Benthic Infralitoral Communities of Todos os Santos Bay (BTS), Bahia, Brazil" (1997). A total of 33 species from 15 families were registered and re-described. The distribution of *Ophiactis brasiliensis* Manso, 1988 and *Amphiodia trychna* H.L. Clark, 1918 is extended to northwestern Brazil. The class Ophiuroidea was dominant in samples in terms of abundance and frequency of occurrence, in particular *Amphiodia atra* Stimpson, 1852*, Amphipholis subtilis* (Ljungman, 1867)*, Ophiactis lymani* Ljungman, 1871 and *Ophiostigma isocanthum* (Say, 1825). The asteroid *Oreaster reticulatus* (Linnaeus, 1758) is considered vulnerable to human exploration and was scarce during the surveys. Other species found at BTS, such the asteroids *Luidia clathrata* (Say, 1825) and *L. senegalensis* (Lamarck, 1816) and the echinoid *Eucidaris tribuloides* (Lamarck, 1816) are included in the national list of threatened invertebrate species.
Keywords*: echinoderms, taxonomy, distribution.*

MANSO, C.L.C., ALVES, O.F.S. & MARTINS, L.R. 2008. **Echinodermata da Baía de Todos os Santos e da Baía de Aratu (Bahia, Brasil).** Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?article+bn02208032008.

Resumo: Neste trabalho são registrados os equinodermos (exceto Holothuroidea) obtidos durante a execução do projeto "Marine Environmental Evaluation of the Todos os Santos Bay-MAREMBA" em julho/agosto de 1996 e durante o projeto "Geoecologia das comunidades bentônicas infralitorais da Baía de Todos os Santos (BTS), BA, Brasil: diversidade biótica e sedimentológica", (1997). Um total de 33 espécies pertencentes a 15 famílias foram registradas e re-descritas. A distribuição de *Ophiactis brasiliensis* Manso, 1988 e *Amphiodia trychna* H.L. Clark, 1918 é estendida para a região nordeste do Brasil. A classe Ophiuroidea foi dominante nas amostragens em termos de abundância e freqüência de ocorrência, em particular as espécies *Amphiodia atra* Stimpson, 1852*, Amphipholis subtilis* (Ljungman, 1867)*, Ophiactis lymani* Ljungman, 1871 e *Ophiostigma isocanthum* (Say, 1825). O asteróide *Oreaster reticulatus* (Linnaeus, 1758) é considerado vulnerável à exploração humana e foi escasso durante as coletas. Outras espécies encontradas na BTS, tais como os asteroides *Luidia clathrata* (Say, 1825) e *L. senegalensis* (Lamarck, 1816) e o equinóide *Eucidaris tribuloides* (Lamarck, 1816) figuram na lista nacional de espécies de invertebrados aquáticos ameaçados de extinção.
Palavras-chave*: equinodermos, taxonomia, distribuição.*

Introdução

Os equinodermos constituem um dos grupos mais abundantes de animais dos fundos marinhos, nos quais os ofiuróides chegam muitas vezes a compor 90% da biomassa total nas regiões abissais (Hendler et al. 1995). No Brasil, até o momento foram registradas aproximadamente mais de 300 espécies de equinodermos (Tommasi 1999) das quais 73 espécies recentes e cinco fósseis foram assinaladas para o estado da Bahia (Rodovalho et al. 2003, Souza-Lima et al. 2003, Manso 2004, Magalhães et al. 2005, Manso 2007).

No Brasil, ao longo dos anos, têm se intensificado os estudos taxonômicos dos equinodermos recentes, em sua maioria nas regiões sul e sudeste (Manso, 1988a,b,c, Manso 1989, Manso 1991, Alburquerque 1991, Borges et al. 2002, 2006). De acordo com Lessius (2005), levantamentos faunísticos com a identificação das espécies são imprescindíveis, pois subsidiam a compreenção da estrutura, dinâmica e diversidade das comunidades de um dado local.

A região Nordeste ainda possui sua fauna de um modo geral pouco conhecida. O Estado da Bahia possui o maior litoral da costa brasileira, com ambientes que variam de recifes a baías passando por diversos tipos de praias. Entretanto, muito pouco é conhecido sobre a taxonomia do grupo exceto nas regiões sul (Manso, 2004) e sudeste do estado, onde está localizado o banco dos Abrolhos (Verril 1868, Tommasi & Aron 1987, Albuquerque 1991, Manso 1993). Nas praias de Salvador são encontrados apenas registros sobre a ecologia das espécies (Santa-Isabel et al. 1996, Alves & Cerqueira 2000, Martins et al. 2007a,b, Souto et al. 2007a,b), permanecendo grande parte da fauna do litoral norte baiano, praticamente desconhecida.

Com o objetivo principal de estudar a composição e distribuição das comunidades bentônicas na Baía de Todos os Santos (Bahia) e regiões adjacentes, foram realizadas amostragens em 1996 e coletas sistemáticas durante o ano de 1997 (Alves et al. 2006). Neste trabalho são apresentados os resultados obtidos referentes ao filo Echinodermata (exceto os da classe Holothuroidea), na forma de descrições. O conhecimento destas espécies deverá fornecer subsídios para elaboração de futuros projetos de proteção e manejo sustentável destas áreas.

Material e Métodos

1. Área de estudo

A Baía de Todos os Santos (BTS) é uma das maiores baías do Brasil, possuindo uma área aproximada de 1.100 km^2 e apresentando 32 km de largura. Esta baía está localizada entre as coordenadas geográficas 12° 35' 30"-13° 07' 30" S e 38° 29' 00"-38° 48' 00" W. A Baía de Aratu é uma baía bem menor e está situada no interior da Baía de Todos os Santos. A Baía de Todos os Santos possui seu litoral bastante recortado, com aproximadamente 200 km de linha de costa, e apresenta uma série de enseadas, cabos, penínsulas e praias, compondo sua riqueza ambiental. Abriga, também, várias ilhas em seu interior, sendo a maior delas a de Itaparica, localizada na entrada da baía. No seu entorno estão situados importantes municípios do Estado da Bahia que fazem parte do denominado Recôncavo Baiano, destacando-se, entre eles, a capital Salvador (Silva et al. 1996, Germen et al. 1997) (Figura 1).

Na maior parte da baía o fundo é relativamente plano, com profundidades variando entre 2 e 10 m, sendo que as maiores profundidades, por volta de 50 m, estão situadas na região do canal Itaparica - Salvador (Macedo 1977, DHN 1984 - Carta Náutica 1110). Uma reavaliação detalhada sobre a sedimentação na Baía de Todos os Santos foi realizada por Lessa et al. (2000) e os aspectos oceanográficos, como circulação, são apresentados em Lessa et al. (2001). Esta importante baía vem sofrendo ao longo dos últimos tempos, uma forte ação antrópica, haja vista os diversos usos aos quais tem se destinado, entre os quais se sobressaem a pesca, o turismo, a utilização como via navegável para o escoamento de produção industrial e comercial, sendo Salvador o maior pólo turístico do Nordeste (Silva et al. 1996).

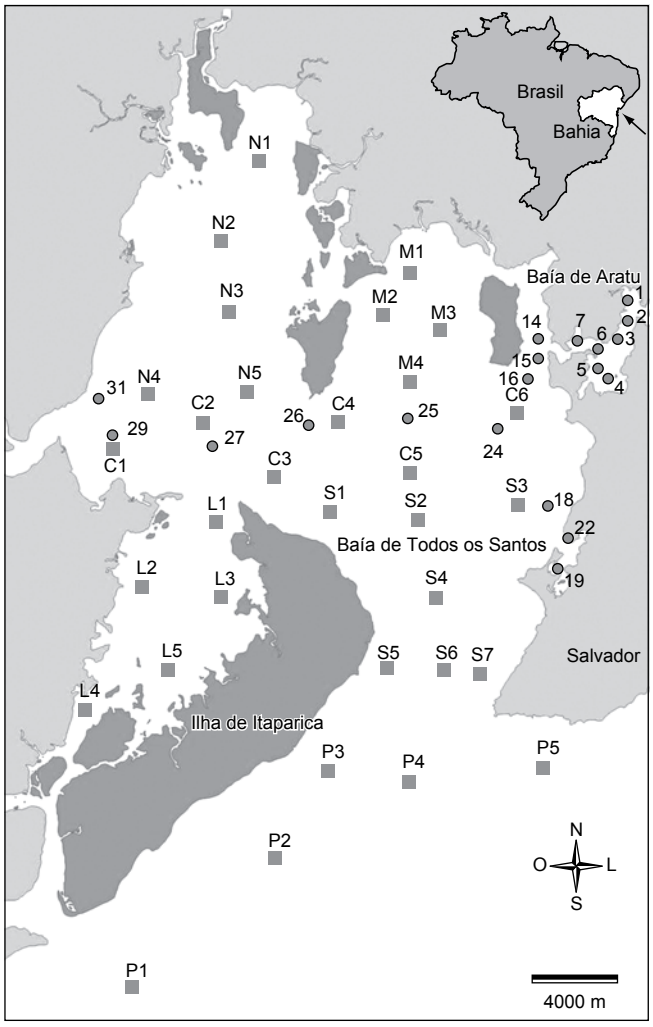


Figura 1. Mapa de localização das estações amostradas na Baía de Todos os Santos (BTS) e na Baía de Aratu. Letras e números conforme Tabela 1.

Figure 1. Map of the sampling stations in Todos os Santos Bay (BTS) and Aratu Bay. Letters and numbers like in Table 1.

2. Amostragem e análise

As coletas para avaliação da fauna bentônica infralitoral da Baía de Todos os Santos foram realizadas em 1996 e mais detalhadamente em 1997. As coletas preliminares, entre junho e agosto de 1996, foram realizadas em conjunto com o Projeto "Marine Environmental Evaluation of the Todos os Santos Bay"- MAREMBA, onde foram amostrados sedimentos em 19 estações, localizadas no corpo principal da Baía de Todos os Santos (nove pontos) e ainda nas Baías de Aratu (oito pontos) e Itapagipe ou Enseada dos Tainheiros (dois pontos), localizadas na costa leste da Baía de Todos os Santos. Utilizou-se um busca-fundo tipo Van Veen de aço inox de 5 L de capacidade e três réplicas por ponto foram obtidas e lavadas em malha de 1 mm de abertura. O material foi fixado em formol neutro 5% e posteriormente triado em microscópio estereoscópico. Os exemplares de equinodermos foram separados para realização do estudo taxonômico.

Tabela 1. Classificação do sedimento das estações (baseado nos Diagramas de Shepard e no teor de carbonato das amostras).

Table 1. Classification of the sediment from the stations (based on the Shepard Diagrams and on carbonate contend of the samples).

Estação	Sedimento
Área N	
N1	argila síltico-arenosa (siliciclástica)
N2	argila (siliciclástica)
N3	argila (siliciclástica)
N4	argila síltica (siliciclástica)
N5	argila (siliciclástica)
Área M	
M1	argila síltica (siliciclástica)
M2	areia argilosa (siliciclástica)
M3	areia (carbonática)
M4	argila síltica (siliciclástica)
Área C	
C1	argila síltico-arenosa (siliciclástica)
C2	argila síltica (siliciclástica)
C3	areia síltico-argilosa (siliciclástica)
C4	areia (carbonática)
C5	argila síltica (siliciclástica)
C6	argila síltica (siliciclástica)
Área I	
I1	areia argilosa (carbonática)
I2	areia argilosa (carbonática)
I3	argila síltica (siliciclástica)
I4	Areia carbonática
I5	areia lamo-cascalhosa (carbonática)
Área S	
S1	areia argilosa (siliciclástica)
S2	areia argilosa (siliciclástica)
S3	silte arenoso (siliciclástico)
S4	areia (siliciclástica)
S5	areia (siliciclástica)
S6	areia (siliciclástica)
S7	areia (siliciclástica)
Área P	
P1	silte argiloso (siliciclástico)
P2	areia cascalhosa (carbonática)
P3	areia cascalhosa (siliciclástica)
P4	areia (siliciclástica)
P5	areia (carbonática)

Para as coletas realizadas em 1997 durante o projeto "Geoecologia das comunidades bentônicas infralitorais da Baía de Todos os Santos (BTS), BA, Brasil: diversidade biótica e sedimentológica", a região de estudo foi dividida, de acordo com a sua morfologia, em seis grandes áreas, de tal maneira que diferentes ambientes sedimentológicos, com características oceanográficas distintas, fossem representados, visando uma melhor caracterização da biodiversidade. O total de 32 estações de coleta foi realizado em toda a baía e na plataforma continental adjacente (Figura 1).

As amostras foram obtidas utilizando-se uma embarcação de pesca com 7,65 m de comprimento, equipada com GPS (Garmim 75) e uma ecossonda de pesca – Humminbird, utilizada para avaliar a profundidade local. O sedimento de cada estação foi amostrado utilizando-se um busca-fundo tipo Van Veen 17 Lde capacidade e uma draga retangular de arrasto de 55 cm de profundidade, 45 cm de largura e 18 cm de altura, com saco interno de malha de metal de 5 cm de abertura de malha; três réplicas de busca-fundo e um arrasto foram realizados em cada estação. O material foi também lavado em peneira de 1 mm de malha, fixado em formol neutro 5% e posteriormente triado em microscópio estereoscópico. Os exemplares de equinodermos foram separados para realização do estudo taxonômico.

As análises sedimentológicas foram realizadas de acordo com Folk (1968) e Suguio (1973) através de peneiramento (para as frações grosseiras) e pipetagem (frações finas, menor que 0,062 mm). A classificação do sedimento foi realizada utilizando-se o Diagrama Triangular de Shepard.

Os exemplares de Echinodermata foram conservados em álcool a 70% e identificados em nível específico segundo Hendler et al. (1995), Manso (1988a, 2004), Smith et al. (1995), Markov & Soloovjev (2001) e Tommasi (1965, 1966, 1970a,b), sendo em seguida depositados na coleção do Museu de Zoologia da Universidade Federal da Bahia (MZUFBA).

Resultados

Foram registradas 33 espécies, pertencentes a 15 famílias distribuídas nas classes Crinoidea, Echinoidea, Asteroidea e Ophiuroidea.

Nas amostragens realizadas no ano de 1996, foram obtidos 21 exemplares de equinodermos em cinco estações entre os 19 pontos amostrados. Neste ano, os espécimes estiveram presentes em maior número na estação 18, representados pelo ofiuróide *Amphiodia pulchella* e pelo equinóide *Cassidulus infidus*, sendo que esta última espécie não ocorreu em 1997.

Nas coletas do ano de 1997, os equinodermos estiveram presentes em 29 estações das 32 estudadas. Os ofiuróides foram mais abudantes e freqüentes destacando-se *Ophiostigma isocanthum* (173 exemplares) ocorrendo na maioria das estações localizadas na região da entrada da Baía de Todos os Santos e do canal de Itaparica, onde a circulação de água é maior; *Ophiactis lymani* (105 exemplares) e *Amphiodia atra* (82 exemplares). Naquele ano foram registradas 32 espécies na Baía de Todos os Santos, com um total de 680 exemplares, obtidos principalmente por meio de draga de arrasto. Durante os trabalhos de campo de 1997, foram ainda realizadas coletas manuais através de mergulho, sendo recolhidos exemplares dos equinóides *Encope emarginata* e *Leodia sexiesperforata*, e dos asteróides *Luidia senegalensis, L. clathrata* e *Oreaster reticulatus*. Estas espécies não ocorreram nas coletas por meio do busca-fundo e nem da draga de arrasto.

As espécies *Amphiodia atra* e *Amphipholis subtilis* foram os ofiuróides mais freqüentes e bem distribuídos de um modo geral nas estações onde foram assinalados os sedimentos formados por argila síltica, silte argiloso ou silte arenoso, localizadas em sua maior parte no interior da Baía de Todos.

Naquelas estações das áreas P, S e I (Figura 1), foi observada maior abundância e diversidade de equinodermos.

O ambiente estudado mostrou-se bastante heterogêneo e 13 tipos texturais foram classificados. Três fundos de argila: argila (siliciclástica), argila síltica (siliciclástica) e argila síltico-arenosa (siliciclástica); dois fundos de silte: (silte argiloso (siliciclástico) e silte arenoso (siliciclástico); e oito tipos texturais de areia: areia argilosa (siliciclástica), areia argilosa (carbonática), areia síltico-argilosa (siliciclástica), areia (siliciclástica), areia (carbonática), areia lamo-cascalhosa (carbonática), areia cascalhosa (siliciclástica) e areia cascalhosa (carbonática). A classificação textural das estações pode ser vista na Tabela 1.

Lista de Táxons

CLASSE CRINOIDEA MULLER, 1821
Comactinia echinoptera (Muller, 1840)

CLASSE ECHINOIDEA LESKE, 1778
Eucidaris tribuloides (Lamarck, 1816)
Lytechinus variegatus (Lamarck, 1816)
Leodia sexiesperforata (Leske, 1778)
Encope emarginata (Leske, 1778)
Cassidulus infidus Loven, 1874
Agassizia excentrica Agassiz, 1879

CLASSE ASTEROIDEA DE BRAINVILLE, 1830
Luidia clathrata (Say, 1825)
L. senegalensis (Lamarck, 1816)
Oreaster reticulatus (Linnaeus, 1758)

CLASSE OPHIUROIDEA GRAY, 1840
Ophiomyxa flaccida (Say, 1825)
Ophiocoma echinata (Lamarck, 1816)
Ophionereis squamulosa (Köehler, 1914)
Ophioderma brevispinum (Say, 1825)
Hemipholis elongata (Say, 1825)
Ophiactis lymani Ljungman, 1871
O. brasiliensis Manso, 1988
O. savignyi (Muller & Troschel, 1842)
Amphiodia atra (Stimpson, 1852)
A. planispina (Martens, 1867)
A. riisei (Lütken, 1859)
A. trychna H.L. Clark, 1918
A. pulchella (Lyman, 1869)
Amphipholis januarii Ljungman, 1867
A. squamata (Delle Chiaje, 1928)
A. subtilis (Ljungman, 1867)
Ophiostigma isocanthum (Say, 1825)
Ophiocnida loveni (Ljungman, 1866)
Ophiophragmus luetkeni (Ljungman, 1871)
Ophionephthys limicola Lütken, 1869
Amphiura kinbergi (Ljungman, 1871)
A. palmeri Lyman, 1882
Ophiothrix angulata (Say, 1825)

Taxonomia

Classe Crinoidea Muller, 1821
Subclasse Articulata Zittel, 1879
Subordem Comatulina A.H. Clark, 1908
Superfamília Comasteracea H. Clark, 1908
Família Comasteridae A.H. Clark, 1908
Subfamília Comactiniinae A.H. Clark, 1909
1. *Comactinia echinoptera* (Muller, 1840)
(Figura 2a,b,c)

Material estudado: Dois espécimes obtidos na estação P2.

Descrição: Espécie com cirros curtos formados por nove segmentos, sem espinhos dorsais ou outros processos, terminando com uma espécie de espinho curvo e semelhante a uma garra. Com menos de 20 cirros ligados a uma placa centro dorsal plana. Com cinco braços ramificados totalizando 10 braços mais distintamente perceptíveis no adulto. As primeiras interbraquiais são muito curtas, estreitas e unidas lateralmente. As segundas interbraquiais são triangulares. A primeira articulação móvel (sizígia) está entre as braquiais três e quatro e a segunda entre as braquiais cinco e seis. Mais para a extremidade dos braços estas sizígias se apresentam em intervalos de aproximadamente cinco articulações musculares. Cone anal no centro do disco. Boca posicionada mais lateralmente no tegmen. Os quatro pares de pínulas mais próximos à boca em cada braço possuem um pente de dentes terminais. As pínulas restantes possuem espinhos marginais. Os braços são mais espessos na base e apresentam diferentes comprimentos. Aqueles braços situados mais próximos à boca tendem a ser mais longos.

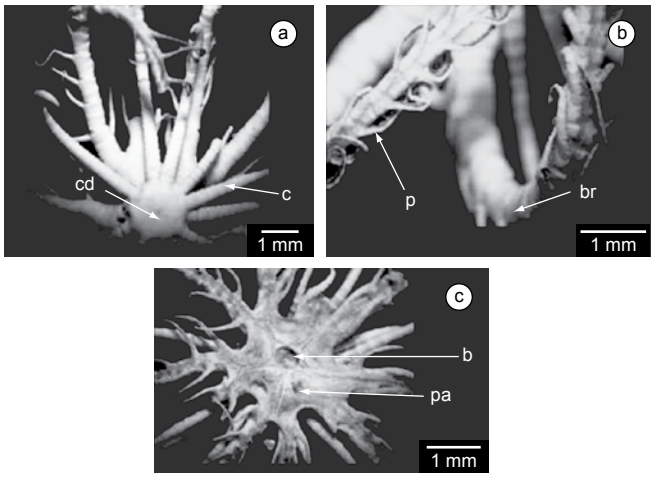


Figura 2. *Comactinia echinoptera* (Muller): a) Vista aboral da placa centro dorsal (cd), cirros (c) e braços; b) Vista dos braços (br) e pínulas (p); e c) Disco central mostrando a boca (b) e a papila anal (pa).

Figure 2. *Comactinia echinoptera* (Muller): a) Aboral view of centrodorsal plate (cd), cirri (c) and arms; b) Arms (br) and pinnules (p) view; and c) Central disc in oral view showing the mouth (b) and the anal papilla (pa).

Observações: Os exemplares foram obtidos a 12 m de profundidade em sedimento classificado como areia muito grossa. De acordo com Hendler et al. (1995), esta espécie permanece oculta durante o dia e, a noite, estende seus braços mais longos na direção da corrente, para se alimentar por meio de filtração. Durante este processo seu corpo e seus braços mais curtos permanecem escondidos.

Classe Echinoidea Leske, 1778
Sub-Classe Cidaroidea Claus, 1880
Ordem Cidaroida Claus, 1880
Família Cidaridae Gray, 1925
1. *Eucidaris tribuloides* (Lamarck, 1816)
(Figura 3a,b,c,d)

Material examinado: Quatro espécimes coletados nas estações: S7, P2 e P3.

Descrição: Carapaça arredondada, levemente achatada na direção oral-aboral. Espinhos primários espessos e cilíndricos, de tamanho médio, com a extremidade formada por uma pequena coroa de dentículos esbranquiçados. Muitas vezes estes espinhos possuem briozoários, algas e outros animais incrustantes ao seu redor. Os espinhos secundários são bastante comprimidos, bem menores que os espinhos primários e situados ao redor destes. Os espinhos secundários também são encontrados na região do periprocto e do perístoma. Os espinhos não são cobertos por tecido. As cinco zonas ambulacrais são levemente sinuosas e ladeadas por espinhos secundários. A região interambulacral é formada por duas fileiras de nove espinhos primários cada uma. As pedicelárias globíferas podem ser observadas na região do perístoma.

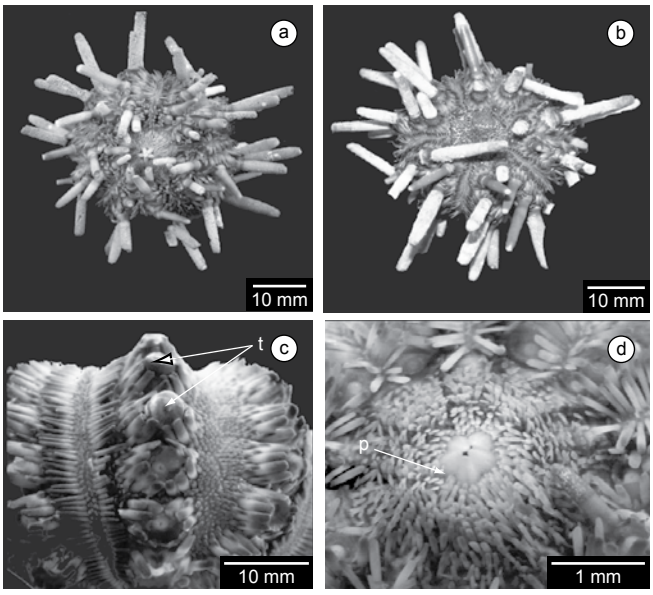


Figura 3. *Eucidaris tribuloides* (Lamarck): a) Vista oral; b) Vista aboral; c) Vista lateral da carapaça, tubérculos (t); e d) perístoma (p).

Figure 3. *Eucidaris tribuloides* (Lamarck): a) Oral view; b) Aboral view; c) Lateral view of the test, tubercles (t); and d) peristome (p).

Observações: Esta espécie foi obtida entre 12 e 22,5 m de profundidade, em sedimentos formados por areia média e areia muito grossa.

Subclasse Euechinoidea Brown, 1860
Superordem Diadematacea Duncan, 1889
Ordem Temnopleuroida Mortensen, 1942
Família Toxopneustidade Troschel, 1872
1. *Lytechinus variegatus* (Lamarck, 1816)
(Figura 4a,b)

Material examinado: Sete espécimes coletados nas estações M3, I4, I5, S7, P2 e P3.

Descrição: Carapaça hemisférica, levemente achatada oralmente, coberta por espinhos razoavelmente curtos, delicados e afilados. Os tubérculos são pobremente desenvolvidos na região aboral da carapaça onde podem ser observadas algumas áreas sem espinhos. Perístoma em posição central na região oral em oposição ao periprocto na região aboral. Com pedicelárias globíferas com valvas alongadas visíveis a olho nu; possuem também pedicelárias tridentadas, ofiocéfalas e trifoliadas. A carapaça dos exemplares estudados possui a cor verde e os espinhos são esverdeados e púrpura.

Observações: Esta espécie foi obtida entre três e 22 m de profundidade em sedimentos formados por areia fina, areia média, areia muito grossa e grânulo.

De acordo com Hendler et al. (1995) a coloração da carapaça e dos espinhos desta espécie pode sofrer variações dentro de uma mesma população. Esta espécie é comumente encontrada em águas calmas e límpidas, não suportando águas túrbidas principalmente com silte em suspensão. De acordo com Allain (1978), esta espécie é sensível à poluição, que acarreta deformações na sua carapaça. *Lytechinus variegatus* também tem por hábito cobrir-se com restos de conchas filamentos de algas e detritos dos mais diversos como uma forma de camuflagem. Millot (1956), referindo-se a este tipo de comportamento, sugere que esta seja uma forma de filtrar a luz durante o dia.

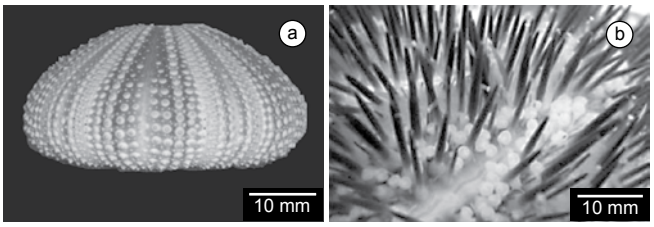


Figura 4. *Lytechinus variegatus* (Lamarck): a) Vista lateral da carapaça nua; e b) Vista dos espinhos da carapaça.

Figure 4. *Lytechinus variegatus* (Lamarck): a) Lateral view of the naked test; and b) View of the spines.

Superordem Gnathostomata Duncan, 1889
Ordem Clyperasteroida A. Agassiz, 1873
Subordem Scutellina Haeckel, 1896
Família Mellitidae Stefanini, 1911
1. *Leodia sexiesperforata* (Leske, 1778)
(Figura 5a,b,c)

Material examinado: Oito espécimes obtidos nas estações: S6, S7, P3 e P4.

Descrição: Carapaças muito comprimidas no sentido oral/aboral, apresentando seis lúnulas fechadas, estreitas e alongadas. Cinco pétalas curtas e iguais. Disco apical com quatro gonoporos. Espinhos primários lisos e com a extremidade expandida. Com pedicelárias bivalves. O perístoma está localizado em posição central na região oral. O periprocto também se encontra na região oral, entre o perístoma e a lúnula posterior mediana.

Observações: *Leodia sexiesperforata* foi coletada entre 12 e 24 m de profundidade, em sedimentos formados por areia média, areia muito grossa. Esta espécie é restrita a sedimentos biogênicos e carbonáticos e se alimenta de pequenas partículas de detritos que são selecionados por seus pódios (Telford & Mooi, 1986).

2. Encope emarginata (Leske, 1778) (Figura 5d,e,f)

Material examinado: Um espécime coletado na estação M3.

Descrição: Carapaça arredondada e baixa medindo 125 mm de comprimento. Com a maior largura na região posterior ao disco apical, e com a maior altura, 10 mm, na região apical; indivíduo, portanto adulto, com todas as lúnulas fechadas. Com cinco gonoporos bem visíveis em um disco apical monobasal. As três lúnulas posteriores são maiores do que as anteriores. A lúnula anterior mediana é menor do que as demais. Pétalas longas, fechadas a meia distância das lúnulas. Pétalas posteriores maiores do que as anteriores. Perístoma central na região oral. Periprocto também oral e posicionado a uma distância de 14,5 mm do perístoma, próximo ao início da lúnula posterior mediana. Espinhos ventrais da carapaça estreitos e afilados. Espinhos primários dorsais da carapaça finos e com a extremidade alargada semelhantes a palitos de fósforos. Espinhos marginais da carapaça e aqueles no interior das lúnulas maiores são mais robustos do que os demais.

Observações: O exemplar examinado foi obtido a 3 m de profundidade, em sedimento formado por areia média. Nos exemplares jovens as lúnulas encontram-se abertas.

Superordem Atelostomata Zittel, 1879
Ordem Cassiduloida Claus, 1880
Família Cassidulidae Agassiz & Desor, 1847
1. *Cassidulus infidus* Loven, 1874
(Figura 6a,b,c,d)

Material examinado: Oito espécimes coletados na estação 18.

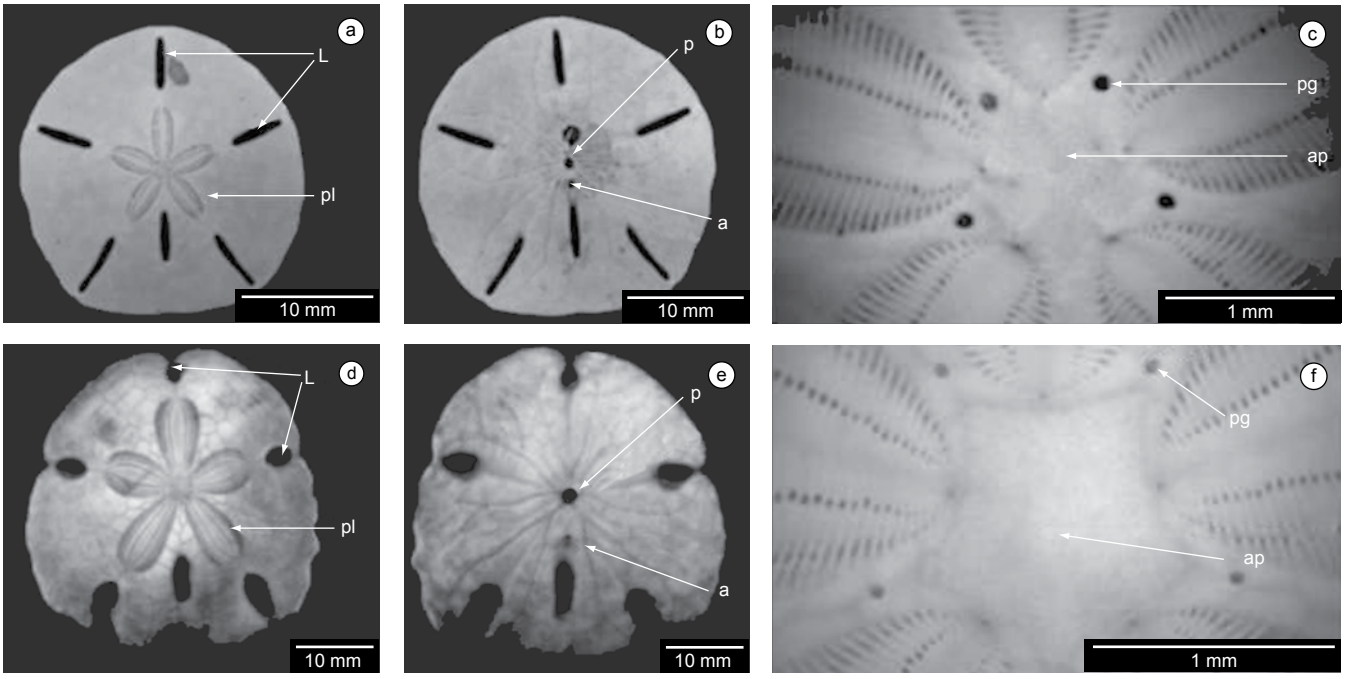


Figura 5. *Leodia sexiesperforata* (Leske): a) Vista aboral da carapaça, lúnulas (L) e pétalas (pl); b) Vista oral da carapaça, perístoma (p) e ânus (a); c) Sistema apical (ap) e poros genitais (pg). *Encope emarginata* (Leske): d) Vista aboral da carapaça, lúnulas (L) e pétalas (pl); e) Vista oral da carapaça, perístoma (p) e ânus (a); e f) Sistema apical (ap) e poros genitais (pg).

Figure 5. *Leodia sexiesperforata* (Leske): a) Aboral view of the test, lunules (L) and petals (pl); b) Oral view of the test, peristome (p) and anus (a); c) Apical system (ap) and genital pores (pg). *Encope emarginata* (Leske): d) Aboral view of the test, lunules (L) and petals (pl); e) Oral view of the test, peristome (p) and anus (a); and f) Apical system (ap) and genital pores (pg).

Descrição: Equinóides pequenos com carapaças entre 2,5 e 13 mm de comprimento, cobertas por espinhos primários e secundários curtos, levemente espatulados na região oral. Na região oral lateral os espinhos são longos e afilados. Na região mediana anterior oral e sobre as placas do plastrão a carapaça é recoberta apenas por espinhos secundários curtos. Sistema apical monobasal com quatro gonoporos localizados fora do centro, em direção à região anterior da carapaça. Pétalas subiguais abertas, ocupando 1/3 da região aboral, formadas por duas fileiras de pares de poros. Periprocto na região posterior supra-ambital, localizado no interior de uma depressão. Perístoma pentagonal localizado na região mediana ventral. Filódios alargados anteriormente com os poros dispostos radialmente em duas fileiras externas de seis a sete poros e duas fileiras internas de dois a três poros. Espinhos bucais (bourrelet) longos fechando a abertura peristomial.

Observações: Exemplares encontrados a 3,5 m de profundidade, em fundos formados por areia média com fragmentos maiores.

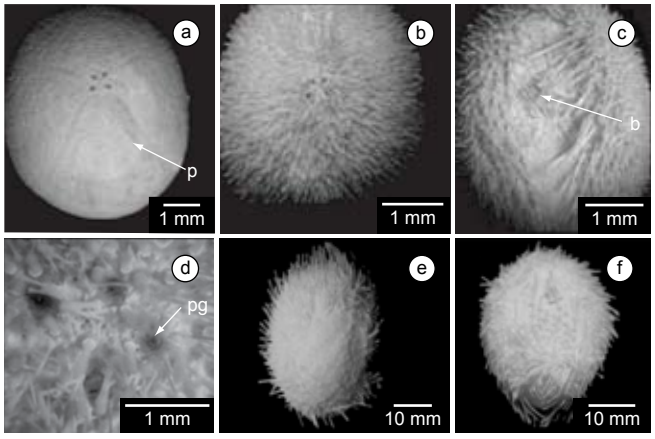


Figura 6. *Cassidulus infidus* (Loven): a) Vista aboral da carapaça nua e pétala (p); b) Vista aboral da carapaça com espinhos; c) Vista oral da carapaça e perístoma (b); d) Sistema apical e poro genital (pg). *Agassizia excentrica* (Agassiz): e) Vista aboral da carapaça; e f) Vista oral da carapaça.

Figure 6. *Cassidulus infidus* (Loven): a) aboral view of the naked test; b) aboral view of the test with spines; c) Oral view of the test and peristome (b); d) Apical system and genital pore (pg). *Agassizia excentrica* (Agassiz): e) aboral view of the test; and f) Oral view of the test.

Ordem Spatangoida Claus, 1876
Subordem Paleopneustina Markov & Solovjev, 2001
Família Prenasteridae Lambert, 1905
1. *Agassizia excentrica* Agassiz, 1879
(Figura 6e,f)

Material examinado: Um espécime coletado na estação S4.

Descrição: Equinóides pequenos de formato oval; sistema apical fora do centro e mais próximo da região posterior. Os espinhos da carapaça são pequenos, afilados e vítreos, sendo os do plastrão espatulados e pouco maiores do que os demais. O ambúlacro III é raso, com poros pouco marcados, sendo mais visíveis os distais. As pétalas anteriores são mais longas do que as posteriores, com os poros da série anterior diminutos. O periprocto está localizado na margem superior da região lateral posterior. As placas do periprocto são um pouco maiores próximos às bordas e diminuem em direção ao centro. O perístoma está na região oral anterior e possui o formato semi-lunar coberto por cerca de sete placas grandes. Esterno longo e triangular, recoberto por espinhos espatulados.

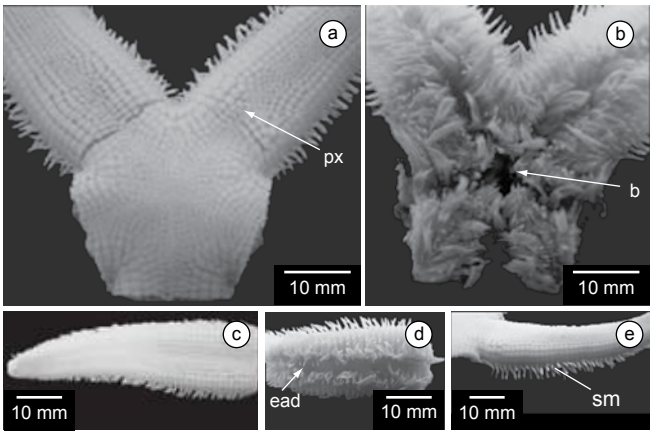


Figura 7. *Luidia clathrata* (Say): a) Vista aboral e paxilas (px); b) Vista oral e boca (b); c) Vista dorsal do braço; d) Vista ventral do braço e espinhos adambulacrais (ead); e e) Vista lateral do braço e espinhos marginais (sm).

Figure 7. *Luidia clathrata* (Say): a) Aboral view and paxillae (px); b) oral view and mouth (b); c) Dorsal arm view; d) Ventral arm view and adambulacral spines (ead); d) Lateral arm view; and e) marginal spines (sm).

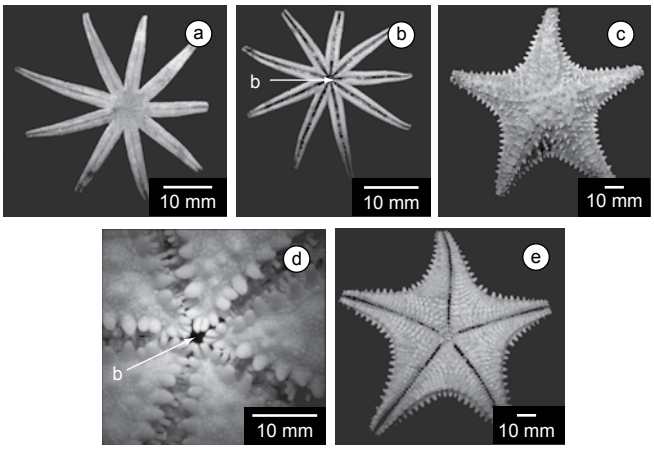


Figura 8. *Luidia senegalensis* (Lamarck): a) Vista aboral; b) Vista oral, boca (b). *Oreaster reticulatus* (Linnaeus): c)Vista aboral; d)Vista das mandíbulas na região bucal; e e) Vista oral.

Figure 8. *Luidia senegalensis* (Lamarck): a) aboral view; b) Oral view, mouth (b). *Oreaster reticulatus* (Linnaeus): c) aboral view; d) Jaw view on the mouth; and e) oral view.

Observações: Os exemplares foram coletados a uma profundidade de 56 m em sedimento formado por areia grossa.

Classe Asteroidea De Brainville, 1830
Ordem Platyasterida Spencer, 1951
Família Luidiidae Verril, 1899
1. *Luidia clathrata* (Say, 1825)
(Figura 7a,b,c,d,e)

Material estudado: Um espécime na estação P1.

Descrição: Espécie com cinco braços. Superfície adoral coberta por placas muito próximas umas das outras. Placas marginais quadrangulares e dispostas em séries longitudinais. Placas da região central dos braços menores do que as marginais e dispostas irregularmente. Cada braço possui uma margem de espinhos paxilares curtos que decrescem de comprimento em direção a sua extremidade. Estes espinhos são aproximadamente do mesmo tamanho que os espinhos paxilares laterais. A região oral possui espinhos pequenos nas placas actinolaterais. Os pódios não possuem ventosas.

Observações: O exemplar foi encontrado a 15 m de profundidade, em sedimento classificado como silte muito fino.

2. *Luidia senegalensis* (Lamarck, 1816) (Figura 8a,b)

Material examinado: Um espécime coletado na estação M3.

Descrição: Espécie com nove braços. A superfície adoral é coberta por placas de formato irregular a quadrangular. Estas placas estão dispostas muito próximas umas das outras. As paxilas são pequenas e numerosas. A região central desta estrela tem aparência circular.

Observações: Encontrada a 3,0 m de profundidade em sedimento formado por areia média.

Ordem Valvatida Perrier, 1884
Família Oreasteridae Fisher, 1911
1. *Oreaster reticulatus* (Linnaeus, 1758)
(Figura 8c,d,e)

Material estudado: Dois espécimes da estação P3.

Descrição: Espécie com cinco braços, robusta, de aparência carnosa e com a região central do corpo bastante inflada. A região adoral é revestida por placas espessas formando um desenho reticular. Em cada uma destas placas pode ser observado um tubérculo pontiagudo. As placas superomarginais apresentam tubérculos maiores semelhantes a espinhos. A região oral é recoberta por grânulos. As placas actinolaterais possuem espinhos grandes, achatados e com pontas arredondadas, dispostos em séries duplas.

Observações: A espécie foi obtida a profundidade de 16m sobre sedimento formado por areia muito grossa

Classe Ophiuroidea Gray, 1840
Subclasse Ophiuridea Gray, 1840
Ordem Ophiurida Muller & Troschel, 1840
Subordem Ophiomyxina Fell, 1962
Família Ophiomyxidae Ljungman, 1867
1. *Ophiomyxa flaccida* (Say, 1825)
(Figura 9a,b,c)

Material estudado: Três espécimes provenientes da estação C2.

Descrição: Disco levemente pentagonal coberto por tegumento, apresentando as regiões interradiais marginais com até 12 escamas, sendo que as medianas são menores do que as mais laterais. Escudos radiais mais longos do que largos e alargados na margem proximal interna. A região interradial apresenta-se também recoberta por tegumento. As fendas bursais ultrapassam levemente a região mediana interradial oral. Os escudos orais são ovais e os escudos adorais estreitos e curtos. Com três a quatro papilas orais comprimidas, alargadas e com dentículos afilados nas extremidades. Braços não muito longos. Placas aborais alongadas e simples, algumas fragmentadas. Com cinco espinhos braquiais comprimidos e com dentículos.

Observações: Coletados a 16 m de profundidade em fundo de areia muito grossa. Os indivíduos desta espécie são ativos durante a noite e se alimentam abocanhando pedaços grandes de alimentos como algas, esponjas e detritos coletados através de movimentos laterais dos braços (Hendler et al. 1995).

Superfamília Ophiocomidea Ljungman, 1867
Família Ophiocomidae Ljungman, 1867
Subfamília Ophiocominae Ljungman, 1867
1. *Ophiocoma echinata* (Lamarck, 1816)
(Figura 10a,b,c).

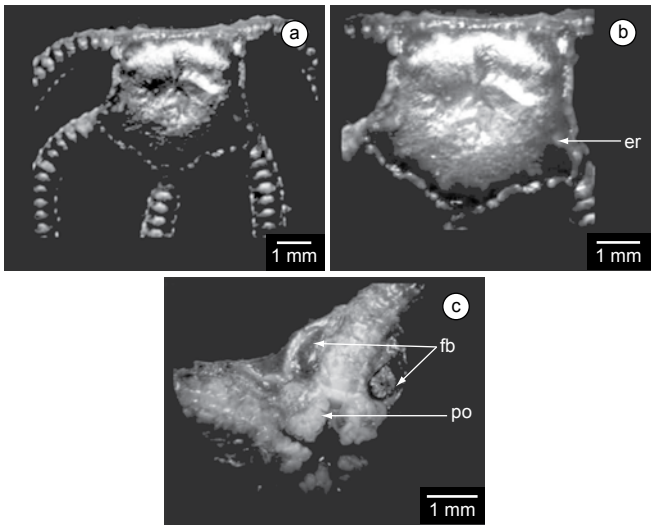


Figura 9. *Ophiomyxa flaccida* (Say): a) Vista aboral; b) Vista aboral e escudo radial (er); e c) Vista oral, fendas bursais (fb) e papilas orais (pa).

Figure 9. *Ophiomyxa flaccida* (Say): a) Aboral view; b) Aboral view and radial shield (er); and c) Oral view, bursal slit (fb) and oral papillae (pa).

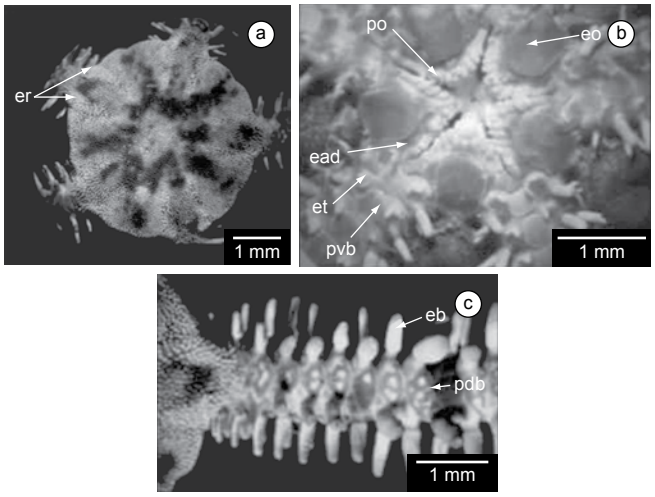


Figura 10. *Ophiocoma echinata* (Lamarck): a) Vista aboral do disco e escudos radiais (er); b) Detalhes da armação bucal e base dos braços, placa oral braquial (pvb), escama tentacular (et), escudo oral (eo), escudo adoral (ead) e papila oral (po); e c) Detalhe da superfície aboral do braço e espinhos, placa aboral (pdb) e espinhos (eb).

Figure 10. *Ophiocoma echinata* (Lamarck): a) Aboral view of the disc and radial shield (er); b) Detail of the oral frame and arm base, oral arm plate (pvb), tentacle scale (et), oral shield (eo), adoral shield (ead) and oral papilla (po); and c) Detail of aboral surface of the arm and spines, aboral plate (pdb) and spines (eb).

Material estudado: Um espécime obtido na estação P1.

Descrição: Disco arredondado, com a região aboral e escudos radiais cobertos por grânulos. Região oral interradial interna desprovida de grânulos, com as fendas bursais abertas e margeadas por escamas. Escudos orais com a forma aproximada de um triângulo. O par mandibular levemente separado na região distal, com quatro papilas orais de cada lado. Com um feixe de papilas dentarias no ápice das mandíbulas. Braços não muito longos, mas afilados em direção à extremidade. Com três espinhos braquiais no primeiro segmento e dois no segundo; nos segmentos seguintes são observados diferentes números de espinhos braquiais. Os espinhos braquiais aborais podem se tornar espessos e bulbosos em direção à metade do braço. Com duas escamas tentaculares.

Observações: Esta espécie foi encontrada a 15 m de profundidade em sedimento composto por silte muito fino.

Família Ophionereididae Ljungman, 1867
1. *Ophionereis squamulosa* (Köehler, 1914)
(Figura 11a,b,c)

Material estudado: Cinco espécimes coletados na estação P2.

Descrição: Disco geralmente pentagonal coberto por escamas pequenas. Escudos radiais pequenos e separados por várias escamas. Região interradial oral coberta por escamas semelhantes àquelas da face aboral. Fendas bursais largas e com as bordas cobertas por escamas e papilas genitais robustas. Escudos orais sub-triangulares. A madreporita é maior que os demais escudos. Escudos adorais estreitos anteriormente e alargados distalmente. Mandíbulas com cinco a seis papilas orais. Braços não muito alongados. Placas aborais mais largas na região anterior e mais estreitas na região posterior. Placas aborais acessórias ou suplementares bem desenvolvidas, tocando a região anterior da placa dorsal vizinha. Com uma grande escama tentacular. Com três espinhos braquiais mais longos do que o segmento do braço, comprimidos na direção aboral-oral, com as pontas arredondadas.

Observações: *Ophionereis squamulosa* foi encontrada a 12 m de profundidade em sedimento formado por areia muito grossa. Quanto à coloração, característica marcante deste gênero, é aparentemente "borrada" sem a linha perfeita de seu congênere *Ophionereis reticulata.*

Infraordem Ophiodermatinae Smith, Paterson & Lafay, 1995
Família Ophiodermatidae Ljungman, 1867
1. *Ophioderma brevispinum* (Say, 1825)
(Figura 12a,b,c,d)

Material estudado: Dois espécimes coletados na estação P2.

Descrição: Disco pentagonal coberto por grânulos que recobrem os escudos radiais. Com quatro fendas bursais na região oral interradial posicionada ao lado dos braços. Escudos orais de contorno oval. Escudos adorais sem grânulos. Com sete a oito papilas orais de cada lado das mandíbulas. Braços pouco afilados em direção à extremidade. Com oito a nove espinhos braquiais pontiagudos. Duas escamas tentaculares.

Observações: Encontrada sob rochas em sedimentos formados por areia muito grossa.

Subordem Ophiurina Muller & Troschel, 1840
Infraordem Gnatophiurina Matsumoto, 1915
Superfamília Gnathophiuridea Matsumoto, 1915
Família Ophiactidae (Matsumoto, 1915)
1. *Hemipholis elongata* (Say, 1825)
(Figura 13a,b,c)

Material estudado: Oito espécimes coletados nas estações: 6, M2, I1, S5.

Descrição: Disco arredondado com reentrâncias radiais e coberto por escamas pequenas e arredondadas na região dorsal, sem escamas na região ventral. Em cada lado das reentrâncias radiais podem ser observados de um a quatro espinhos. Escudos radiais grandes, com as bordas externas curvas, e separados por três escamas. Região oral interradial coberta por tegumento fino, onde muitas vezes são encontrados vários corpúsculos calcários espalhados mais frequentemente na região interradial mediana. Fendas bursais ladeadas por papilas genitais espiniformes. Escu-

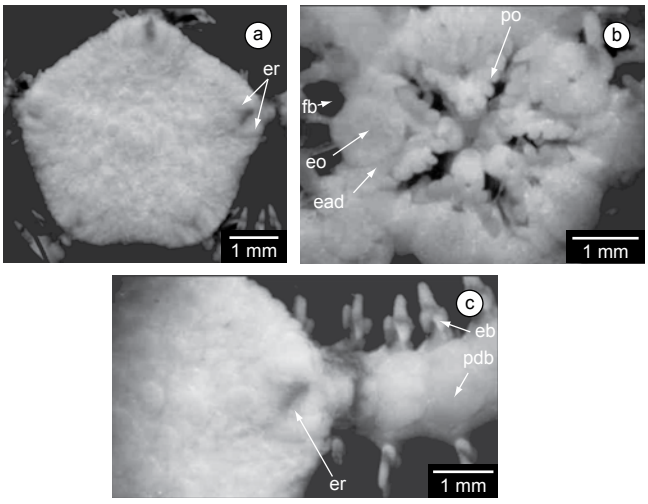


Figura 11. *Ophionereis squamulosa* (Köehler): a) Vista aboral do disco e escudos radiais (er); b) Vista oral, fendas bursais (fb), escudo oral (eo), escudo adoral (ead) e papila oral (po); c) Vista aboral do disco e braço, escudo radial (er), placa aboral (pdb) e espinho (eb).

Figure 11. *Ophionereis squamulosa* (Köehler): a) Aboral view of the disc and radial shields (er); b) Oral view, bursal slit (fb), oral shield (eo), adoral shield (ead) and oral papilla (po); and c) Aboral view of the disc and arm, radial shield (er), aboral plate (pdb) and spine (eb).

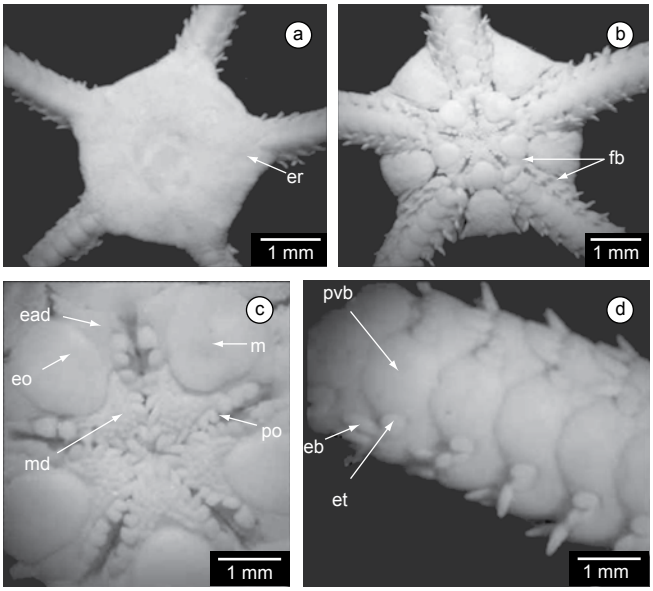


Figura 12. *Ophioderma brevispinum* (Say): a) Vista aboral do disco e escudo radial (er); b) Vista oral do disco, base dos braços e fendas bursais (fb); c) Detalhe da armação oral, madreporita (m), escudo oral (eo), escudo adoral (ead), mandíbula (md) e papilas orais (po); e e) Detalhes das placas orais do braço (pvb), escamas tentaculares (et) e espinhos (eb).

Figure 12. *Ophioderma brevispinum* (Say); a) Aboral view of the disc and radial shield (er); b) Oral view of the disc, arm base and bursal slits (fb); c) Details of oral frame, madreporite (m), oral shield (eo), adoral shield (ead), jaw (md) and oral papillae (po); and e) Details of the oral plates of the arm (pvb), tentacle scales (et) and spines (eb).

dos orais ovalados. Escudos adorais alargados na região distal. Madreporito maior que os demais escudos orais. Mandíbulas curtas, unidas, com uma forte depressão mediana. Com uma papila infradental na região proximal das mandíbulas e com uma papila oral distal espatulada de cada lado das mandíbulas. Braços longos

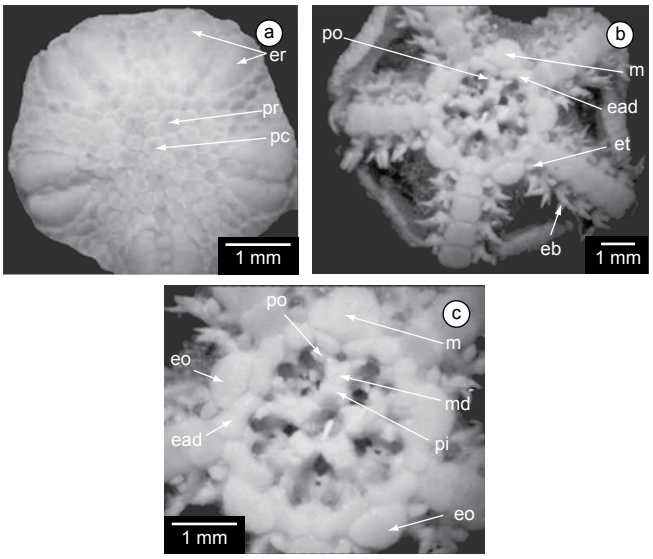


Figura 13. *Hemipholis elongata* (Say): a) Vista aboral, escudos radiais (er), placas primárias radiais (pr) e placa central (pc); b) Vista oral do disco onde espinho do braço (eb), escama tentacular (et), madreporita (m), escudo adoral (ead) e papila oral (po); e c) Detalhes da armação bucal, madreporita (m), escudo adoral (ead), mandíbula (md), papila oral (po) e papila infradental (pi).

Figure 13. *Hemipholis elongata* (Say): a) Aboral view, radial shiels (er), primary radial plates (pr) and central plate (pc); b) Oral view of the disc, arm spines (eb), tentacle scale (et), madreporite (m), adoral shield (ead) and oral papilla (po); and c) Details of the oral frame, madreporite (m), adoral shields (ead), jaw (md), oral papilla (po) and infradental papillae (pi).

e com as placas aborais mais largas do que longas. Placas orais também mais largas do que longas. Com uma escama tentacular e três espinhos braquiais.

Observações: *Hemipholis elongata* foi coletado entre 18 e 24 m de profundidade em sedimentos compostos por silte médio, areia muito fina e areia média. Indivíduos com gônadas maduras foram observados em abril de 1997. De acordo com Hendler et al. (1995), esta é uma espécie gregária vivendo em agrupamentos de vinte a trinta indivíduos, em fundos moles compostos por sedimentos finos. O oxigênio transportado pela hemoglobina pode compensar a ausência de bursas respiratórias, capacitando esta espécie a sobreviver em sedimentos pobremente oxigenados (Hendler et al. 1995). *Hemipholis elongata* é conhecida ainda por viver em ambientes eutróficos ou poluídos, onde pode acumular substâncias tóxicas como mercúrio tóxico (Hendler et al. 1995). Esta espécie pode servir de alimento para espécies de peixes como o baiacu *Spheroides testudineous* Linnaeus (Manso & Farias 1999).

2. Ophiactis lymani Ljungman, 1871
(Figura 14a,b)

Material estudado: 106 espécimes coletados nas estações: I1, I2, I4, I5, S4 e S7.

Descrição: Disco arredondado com escamas grandes, irregulares e sem espinhos na face aboral. Escamas primárias evidentes. Escudos radiais mais longos do que largos com a margem externa curva, e separados por até quatro escamas. Com um espinho atrás dos escudos radiais. Região interradial oral coberta por escamas menores do que as da região aboral e apresentando nos espaços interradiais três a quatro espinhos afilados. Escudos orais sublosangulares. Escudos adorais alargados distalmente. Com uma papila oral de cada lado da mandíbula e uma infradental retan-

gular. Com cinco a seis braços curtos. Placas aborais braquiais flabeliformes. Placas orais dos braços pentagonais. Com uma escama tentacular grande. Três espinhos braquiais.

Observações: Esta espécie foi obtida entre 1,5 e 56 m de profundidade em sedimentos formados por silte grosso, areia fina, areia média, areia grossa e grânulo.

3. Ophiactis brasiliensis Manso, 1988
(Figura 14c,d,e)

Material estudado: 7 espécimes coletados nas estações I2 e I5.

Descrição: Disco arredondado coberto por escamas grandes de formato irregular e finamente granuladas, podendo ocorrer junto a elas escamas bem menores principalmente próximo à centro dorsal, em fileira única, dupla ou tripla entre os pares de escudos radiais. Escudos radiais mais longos do que largos, com sua maior largura próxima à região distal. Região interradial oral totalmente escamada, com alguns espinhos esparsos. Escudos orais pequenos e sublosangulares. Escudos adorais alargados no bordo distal e não contíguos na região proximal. Com uma pequena papila oral grande de cada lado da mandíbula e uma papila infradental retangular. Braços em número de cinco a seis, medindo de duas a três vezes o diâmetro do disco. Placas braquiais aborais quase elípticas e cobertas por fina granulação. Placas laterais bem desenvolvidas. Placas orais também com fina granulação e com leve concavidade no bordo distal. Com quatro espinhos braquiais rômbicos e cobertos por dentículos. O espinho inferior é menor que os demais; os medianos um tanto comprimido; o superior é mais afilado e seu tamanho diminui em direção a extremidade do braço até desaparecer por volta do 7º ao 12º segmentos. Poro tentacular grande e com uma escama tentacular oval.

Observações: *Ophiactis brasiliensis* foi coletada entre 1,5 e 5 m de profundidade em sedimentos formados por silte grosso e grânulo. Esta espécie possui uma tonalidade amarelada, com um padrão de manchas variadas verde oliva e azuladas sobre o disco e a região aboral dos braços. A região oral dos braços e a armação oral são esbranquiçadas, distinguindo esta espécie das demais aqui citadas.

4. *Ophiactis savignyi* (Muller & Troschel, 1842)
(Figura 14f,g,h)

Material estudado: Sete espécimes coletados nas estações: I2, I5 e P2.

Descrição: Disco arredondado coberto por escamas e alguns espinhos dispersos, tanto na face aboral como na face oral. Escudos radiais grandes, triangulares, excedendo a metade do raio do disco, unidos e algumas vezes separados em sua porção proximal. Região interradial oral coberta por escamas e espinhos dispersos. Fendas bursais largas e ladeadas por papilas genitais desenvolvidas. Escudos orais ovais. Escudos adorais grandes e alargados. Com uma a três (mas freqüentemente duas) papilas orais espatuladas na região distal da mandíbula. Com uma papila infradental. Com seis braços no jovem e cinco braços em alguns exemplares adultos. Placas aborais dos braços mais largas do que longas cobertas por fina granulação. Placas orais mais ou menos tão largas quanto longas. Uma escama tentacular. Com cinco a seis espinhos braquiais denticulados.

Observações: Esta espécie foi encontrada em profundidades entre 1,5 e 12 m em sedimentos formados por silte grosso, areia muito grossa e grânulo. *Ophiactis savignyi* é uma espécie fissípara que é normalmente encontrada associada a esponjas e algas vivendo em grandes densidades de indivíduos. Os jovens normalmente dividem-se por fissiparidade e os adultos possuem cinco ou seis braços e reproduzem-se tanto sexuada como assexuadamente.

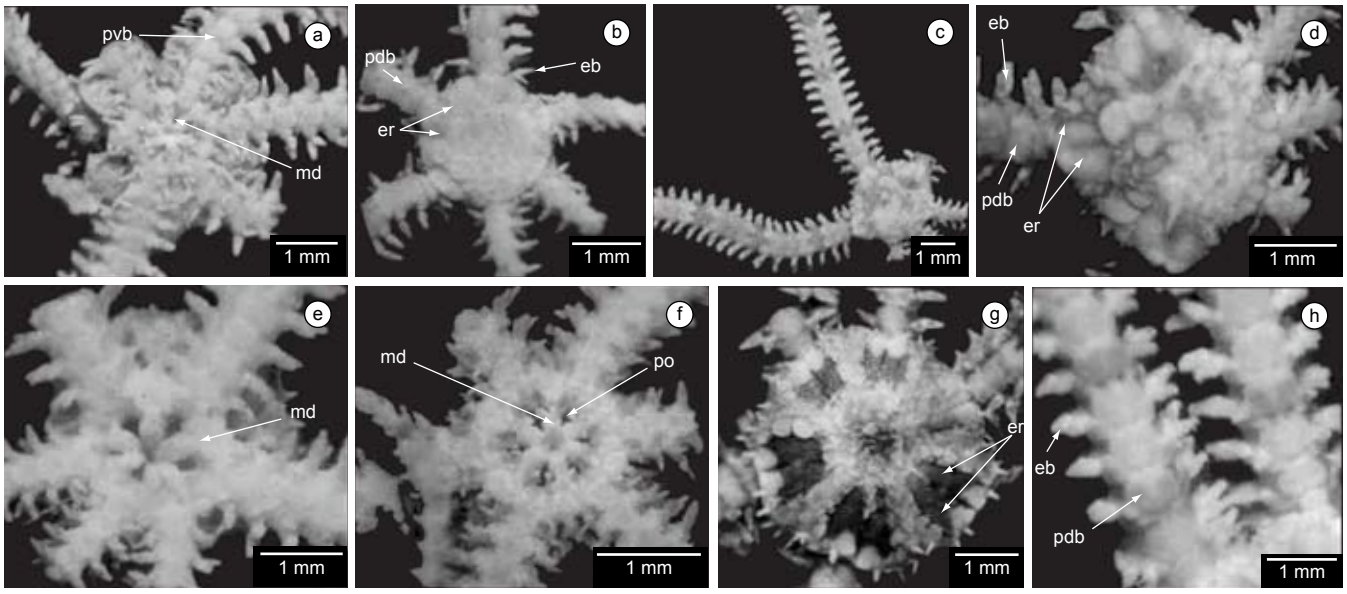


Figura 14. *Ophiactis lymani* Ljungman: a) Vista oral, placas orais do braços (pvb) e mandíbula (md); b) Vista aboral, placas aborais dos braços (pdb), espinhos (eb) e escudos radiais (er). *Ophiactis brasiliensis* Manso: c) Vista aboral; d) Detalhes da superfície aboral do disco, escudos radiais (er), placas aborais dos braços (pdb) e espinhos (eb); e) Vista oral e mandíbula (md). *Ophiactis savignyi* (Muller & Troschel): f) Vista oral, mandíbulas (md) e papilas orais (po); g) Detalhes da superfície aboral do disco e escudos radiais (er); e h) Detalhes das placas aborais dos braços (pdb) e espinhos (eb).

Figure 14. *Ophiactis lymani* Ljungman: a) Oral view, oral arm plates (pvb) and jaw (md); b) Aboral view, aboral arm plates (pdb), spines (eb) and radial shields (er). *Ophiactis brasiliensis* Manso: c) Aboral view; d) Details of the aboral surface of the disc, radial shields (er), aboral arm plates (pdb) and spines (eb); e) Oral view and jaw (md). *Ophiactis savignyi* (Muller & Troschel): f) Oral view, jaw (md), and oral papillae (po); g) Details of the aboral surface of the disc and radial shields (er); and h) Details of the aboral plates of the arm and spines (eb).

Família Amphiuridae Ljungman, 1867

1. *Amphiodia atra* (Stimpson, 1852)
(Figura 15a,b,c,d)

Material estudado: 68 coletados nas estações, 6, N4, M2, C3, C4, C5, I1, I2, I5, S5, P2 e P5.

Descrição: Disco arredondado coberto por escamas com as placas primárias visíveis no indivíduo adulto. Escudos radiais um pouco mais longos do que largos, com o bordo distal curvo e com uma, duas, três ou até quatro escamas intercaladas entre os escudos radiais de cada par. Na região mediana, entre os pares de escudos radiais, há uma faixa de escamas maiores do que as demais. Escamas da região oral do disco imbricadas e menores que as aborais. Escudos orais losangulares. Madreporita semi-oval. Escudos adorais alargados distalmente. Com duas papilas orais triangulares, sendo que a externa é o dobro do tamanho da interna. Papilas infradentais retangulares. Braços longos com até 12 vezes o diâmetro do disco. Placas aborais proximais mais largas do que longas. Placas orais semi-pentagonais. Com duas escamas tentaculares e três espinhos braquiais afilados dos quais o superior é o mais afilado e menor do que os demais.

Observações: Os exemplares foram obtidos entre 1,5 e 48 m de profundidade, em sedimentos formados por silte muito fino, silte médio, silte grosso, argila, areia muito fina, areia fina, grânulo. Diferenças significativas entre espécimes adultos e jovens com 3,0 mm de diâmetro do disco foram observadas por Tommasi (1970b). Nos indivíduos menores as placas primárias são bem visíveis, o mesmo não ocorrendo naqueles indivíduos com mais de 5 mm de diâmetro de disco. Os escudos orais são tão largos quanto longos, os escudos adorais têm expansões laterais bastante acentuadas, as papilas orais no mesmo interradio estão em leve contato fechando a armação bucal. As placas ventrais dos braços são mais longas do que largas. Tommasi (1970b) observou gônadas maduras no mês de julho em exemplares da Ilha Anchieta, Ubatuba e São Sebastião, litoral de São Paulo, quando os indivíduos apresentaram o disco dilatado nos interradios ventrais e na região dorsal. Na Baía de Todos os Santos indivíduos com gônadas maduras e indivíduos com a parte superior do disco destacada, foram observados em abril e maio de 1997. Na verdade, estes dois períodos (julho na região sudeste e abril/maio, na região nordeste) compreendem estações nas quais a média pluviométrica é relativamente baixa, revelando assim provavelmente um período reprodutivo relacionado às salinidades maiores.

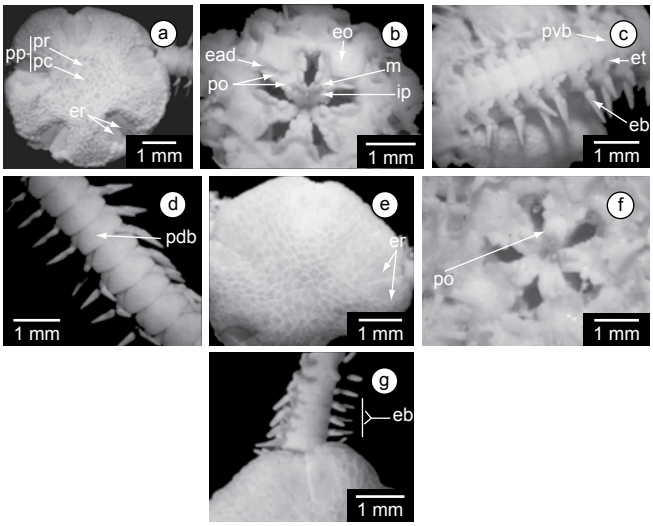


Figura 15. *Amphiodia atra* (Stimpson): a) Vista aboral do disco, escudos radiais (er), placas primárias (pp) = placa central (pc) e placas radiais (pr); b) Vista oral, escudo oral (eo), escudo adoral (ead), mandíbula (m), papilas orais (po) e papila infradental (ip); c) Vista oral do braço onde placa oral do braço (pvb), escamas tentaculares (et) e espinhos braquiais (eb); d) Vista aboral do braço e placa aboral do braço (pdb). *Amphiodia planispina* (Martens): e) Vista aboral, escudos radiais (er); f) Vista oral, papilas orais (po); e g) Vista aboral do disco e braço, espinhos do braço (eb).

Figure 15. *Amphiodia atra* (Stimpson): a) Aboral view, radial shield (er), primary plates (pp) = central plate (pc) and radial plates (pr); b) Oral view, oral shield (eo), adoral shield (ead), jaw (m), oral papillae (po) and infradental papillae (ip); c) Oral view of the arm, oral arm plate (pvb), tentacle scale (et) and brachial spines (eb); d) Aboral arm view and aboral arm plate (pdb). *Amphiodia planispina* (Martens): e) Aboral view, radial shiels (er); f) Oral view, oral papillae (po); and g) Aboral view of the disc and arm, arm spines (eb).

2. Amphiodia planispina (Martens, 1867)
(Figura 15e,f,g)

Material estudado: Seis espécimes coletados nas estações S4, S6 e P3.

Descrição: Disco arredondado e coberto por pequenas escamas. Com as placas primárias aparentes. Os escudos radiais são pouco mais longos do que largos, sendo o par separado apenas na região anterior por sete a quatorze escamas. Escamas da região oral do disco, pouco menores do que as aborais e com o bordo levemente denteado. Os escudos orais são losangulares. Os escudos adorais são alargados, não se tocando na região proximal. Com duas papilas orais quadrangulares de cada lado das mandíbulas, sendo que a distal é pouco maior que a proximal. Com um par de papilas infradentais. Braços com as placas aborais mais largas do que longas. As placas orais pentagonais e apresentando duas escamas tentaculares. Os três espinhos braquiais são fortemente comprimidos lateralmente. O superior é maior que os demais espinhos na região próxima ao disco, mas na direção do meio do braço, o inferior aumenta de tamanho.

Observações: Os espécimes foram coletados entre 16 e 56 m em sedimentos formados por areia média, areia grossa, areia muito grossa. Um indivíduo com gônadas maduras foi observado em maio de 1997.

3. *Amphiodia riisei* (Lütken, 1859)
(Figura 16a,b)

Material estudado: 14 espécimes obtidos nas estações C4, I1, I2, I4, S4, S7 e P5.

Descrição: Disco arredondado, com suaves reentrâncias interradiais e coberto por escamas bem desenvolvidas. As cinco escamas primárias e a central são subpentagonais e maiores do que as demais, mesmo nos exemplares adultos. Escudos radiais ocupando ¼ do diâmetro do disco, sendo mais largos distalmente e mais estreitos anteriormente. Estes escudos são unidos, salvo na região proximal onde podem estar intercaladas de uma a três escamas pequenas. Atrás destes escudos, podem ser observadas duas escamas quadrangulares e duas a três escamas robustas. As escamas da face oral são fortemente imbricadas e menores do que as da face aboral. Nos indivíduos jovens, as escamas da face oral podem salientar-se sobre as escamas distais da face aboral. As fendas bursais são longas e estreitas. Escudos orais muito alargados na região mediana e afilados na região distal. A madreporita é maior que os demais escudos orais. Escudos adorais curtos, alargados distalmente e unidos na região proximal. Mandíbulas curtas, estreitas e com uma forte depressão mediana.

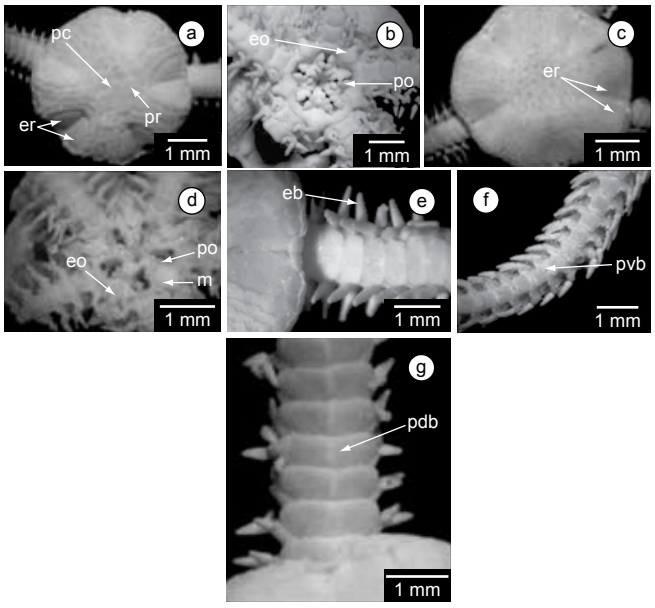


Figura 16. *Amphiodia riisei* (Lütken): a) Vista aboral do disco, escudos radiais (er), placa radial (pr) e placa central (pc); b) Vista oral do disco, escudo oral (eo) e papila oral (po). *Amphiodia trychna* (H.L. Clark): c) Vista aboral do disco e escudos radiais (er); d) Vista oral do disco e base dos braços, escudo oral (eo), madreporita (m) e papilas orais (po); e) Vista aboral do braço e espinhos (eb); f) Vista oral do braço e placas ventrais do braço (pvb); e g) Vista aboral do braço e placas aborais do braço (pdb).

Figure 16. *Amphiodia riisei* (Lütken): a) Aboral view of the disc and radial shield (er), radial plate (pr) and central plate (pc); b) Oral view of the disc, oral shield (eo) and oral papillae (po). *Amphiodia trychna* (H.L. Clark): c) Aboral view of the disc and radial shields (er); d) Oral view of the disc and base of the arm, oral shield (eo), madreporite (m) and oral papillae (po); e) Aboral view of the arm and spines (eb); f) Oral view of the arm and oral arm plates (pvb); and g) Aboral view of the arm and aboral arm plates (pdb).

Com duas papilas orais de cada lado das mandíbulas, sendo a mais externa ligeiramente maior que a mais interna. Com duas papilas infradentais estreitas no ápice das mandíbulas. Braços com o comprimento aproximado de quatro vezes o diâmetro do disco. Com duas escamas tentaculares não iguais. Placas braquiais aborais quatro vezes mais largas do que longas. Placas braquiais orais subpentagonais. Placas braquiais laterais com três espinhos rômbicos levemente comprimidos na região média distal.

Observações: A espécie foi obtida entre 1,5 e 56 m de profundidade, em sedimentos formados por areia muito fina, areia fina, areia média, areia grossa e argila.

4. *Amphiodia trychna* H.L. Clark, 1918
(Figura 16c,d,e,f,g)

Material examinado: Três espécimes coletados na estação S4.

Descrição: Disco com 4,5 a 5,0 mm de diâmetro, apresentando contorno circular e coberto por escamas imbricadas e levemente espessas. Escudos radiais pouco mais longos do que largos e unidos. Escamas da região interradial oral são menores do que as da região aboral. Escudos orais em forma de losango alongado. Escudos adorais alargados distalmente e não contíguos proximalmente. Mandíbulas curtas com uma depressão mediana. Com duas papilas orais subiguais de cada lado das mandíbulas. As papilas infradentais são retangulares. Braços quebrados nos exemplares examinados. As placas aborais são mais largas do que longas e contíguas. As placas orais são tão largas quanto longas. Com duas escamas tentaculares. Placas laterais com três espinhos braquiais subiguais comprimidos dorso ventralmente, sendo que esta compressão é mais forte no espinho superior.

Observações: Os indivíduos foram coletados a 48 m de profundidade em sedimentos formados por silte médio. Estes indivíduos apresentaram gônadas maduras em maio, em uma parte dorsal destacada do restante do disco. De acordo com Hendler et al. (1995), esta espécie se enterra profundamente no sedimento lamoso e com as pontas dos braços para fora recolhe alimento na forma de detritos. Esta espécie foi registrada no Brasil apenas na região sudeste (Borges 2007), assinalamos aqui o seu primeiro registro para o nordeste do Brasil.

5. *Amphiodia pulchella* (Lyman, 1869)
(Figura 17a,b,c)

Material estudado: 30 espécimes nas estações 18, C4, S4, S5, S7, P2, P5.

Descrição: Disco coberto por pequenas escamas, com as primárias bem evidentes, dando um aspecto delicado ao mesmo. Escudos radiais alongados, estreitos e unidos, podendo em alguns casos ser observada uma pequena escama proximal. Escamas orais interradiais semelhante às aborais, apenas um pouco menores. Escudos orais grandes, alargados na região mediana. Escudos adorais afilados anteriormente e alargados distalmente. Com duas pequenas papilas orais semelhantes de cada lado das mandíbulas. Papilas infradentais robustas. Braços alongados e finos; com uma pequena escama tentacular. Placas aborais mais largas do que longas. Placas orais pentagonais. Com três espinhos braquiais, sendo o mediano mais robusto e achatado no sentido aboral/oral, com dentículos.

Observações: Os exemplares foram obtidos entre 7,8 e 56 m de profundidade, em sedimentos formados por areia muito fina, areia média, areia grossa e areia muito grossa. A maior parte dos indivíduos foi coletada com draga na estação S4 em maio de 1997. Entre os espécimes de *A. pulchella* estudados nesta estação, aproximadamente metade estavam com as gônadas maduras e a outra metade com a parte superior do disco destacada. Este comportamento é bastante comum em exemplares da família Amphiuridae durante o período reprodutivo, pois quando a parte superior do disco é destacada carrega a maior parte das gônadas. De acordo com Hendler et al. (1995), os exemplares desta espécie podem ser encontrados em densidades elevadas em sedimentos pobremente oxigenados e cobertos por algas assim como associadas a algas, estendendo dois ou três braços para a coleta de alimento. *A. pulchella* foi encontrada no conteúdo estomacal da estrela *Luidia senegalensis* e do peixe *Serranus subligarius* (Hendler et al. 1995).

6. *Amphipholis januarii* Ljungman, 1867
(Figura 18a,b,c,d)

Material estudado: 41 espécimes coletados nas estações C4, S5, P2, P3, P5.

Descrição: Disco com reentrâncias interradiais, coberto por escamas pequenas e imbricadas. As escamas primárias são mais visíveis nos menores exemplares. Escudos radiais muito mais longos do que largos, separados apenas na região proximal por até quatro escamas estreitas. Escamas da face oral do disco menores do que as da face aboral. Escudos orais losangulares. Escudos adorais não contíguos na região proximal. Com duas papilas orais em cada lado das mandíbulas, das quais a posterior é bem mais alongada do que anterior. Papilas infradentais quase

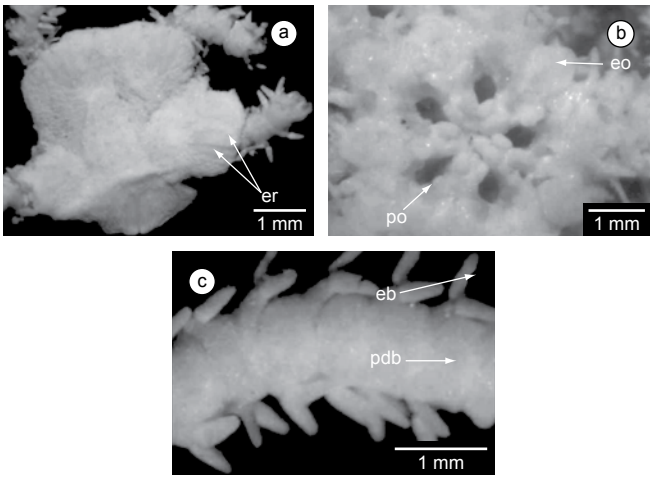


Figura 17. *Amphiodia pulchella* (Lyman): a)Vista aboral do disco e escudos radiais (er); b) Vista da armação oral, escudo oral (eo) e papilas orais (po); e c) Vista aboral do braço, placas aborais do braço (pdb) e espinhos braquiais (eb).

Figure 17. *Amphiodia pulchella* (Lyman): a) Aboral view of the disc and radial shields (er); b) View of the oral frame, oral shield (eo) and oral papillae (po); and c) Aboral view of the arm, Aboral arm plates (pdb) and brachial spines (eb).

retangulares. Braços longos com as placas orais pentagonais. Com duas escamas tentaculares. Placas aborais mais largas do que longas. Com três a quatro espinhos braquiais alongados principalmente na região proximal. O espinho mediano possui dentículos na sua extremidade.

Observações: Os exemplares foram coletados entre 7,8 e 39 m de profundidade, em sedimentos formados por areia muito fina, areia fina, areia média, areia muito grossa. Indivíduos com gônadas maduras assim como aqueles sem a parte dorsal do disco foram registrados em abril e maio de 1997.

7. *Amphipholis squamata* (Delle Chiaje, 1928)
(Figura 18e,f,g)

Material estudado: 24 espécimes coletados nas estações C1, I2, I4, I5, S7 e P2.

Descrição: Disco arredondado coberto por escamas imbricadas, sendo as escamas central e primárias visíveis. Escudos radiais pouco mais longos do que largos, unidos salvo na porção proximal onde está intercalada uma pequena escama. Escamas da região interradial oral do disco, fortemente imbricadas. Escudos orais afilados anteriormente. Escudos adorais alargados distalmente. Papila oral distal alongada e maior do que a papila oral proximal. Papilas infradentais irregulares. Braços curtos e com aproximadamente três vezes o diâmetro do disco. Placas orais dos braços pentagonais. Com duas escamas tentaculares principalmente nos adultos. Com três espinhos braquiais curtos e com dentículos.

Observações: Os espécimes foram coletados em profundidades entre oito e 39 m e em sedimentos formados por silte muito fino, silte médio, silte grosso, areia fina, areia muito grossa e grânulo.

8. *Amphipholis subtilis* (Ljungman, 1867)
(Figura 18h,i)

Material estudado: 32 espécimes coletados nas estações 5, N5, M2, M4, C4, I4, S1, S2, S3, S5.

Descrição: Disco pentagonal coberto por escamas pequenas e imbricadas e de aspecto delicado. Escudos radiais longos e estreitos na maioria dos exemplares, unidos em toda a sua extensão. Escamas da região oral interradial do disco cobertas por escamas menores do que as da região aboral. Fendas bursais alongadas. Escudos orais com a região distal curva e a proximal mais afilada. Madreporito maior que os demais escudos orais. Escudos adorais estreitos. Com duas papilas orais, a distal maior que a proximal. Braços bastante alongados, estreitos, dando a impressão de serem extremamente frágeis. Placas aborais dos braços quase tão longas quanto largas. Placas orais dos braços semi-pentagonais. Com três espinhos braquiais afilados. Com duas escamas tentaculares. Em álcool sua coloração permanece laranja ou avermelhada.

Observações: Os exemplares foram obtidos entre 7 e 62 m de profundidade em sedimentos formados por silte médio, areia fina, areia média e argila. Tommasi (1970b) observou uma grande quantidade de indivíduos, sem a parte dorsal do disco, de julho de 1961 a fevereiro de 1962 na região de Ubatuba e São Sebastião no estado de São Paulo, observando que este comportamento possa resultar em um meio mais eficiente para a liberação dos gametas. Comportamento semelhante foi observado nos espécimes coletados na Baía de Todos os Santos, onde espécimes sem a parte dorsal do disco foram coletados em julho de 1996 e em abril e maio de 1997.

9. *Ophiostigma isocanthum* (Say, 1825)
(Figura 19a,b,c)

Material estudado: 174 espécimes obtidos nas estações I1, I2, I5, S4, S5, S7, P1, P2 e P3.

Descrição: Disco arredondado coberto por escamas nas regiões aboral e oral, assim como por numerosos grânulos alongados e estreitos que podem cobrir até os escudos radiais. Escudos radiais curtos e unidos. Região interradial oral semelhante à aboral. Escudos orais mais largos do que longos, afilados anteriormente. Escudos adorais levemente inflados e contíguos anteriormente. Com duas papilas orais em cada lado das mandíbulas, sendo que a distal é mais do que o dobro do tamanho da proximal, tornando os espaços entre as mandíbulas fechados. Braços longos. As placas aborais dos braços são mais largas do que longas, com o bordo distal levemente arredondado. Placas braquiais orais sub-pentagonais. Placas braquiais laterais cobertas por granulação fina, com três espinhos braquiais rômbicos e duas escamas tentaculares.

Observações: Os espécimes foram obtidos entre 1,5 e 56 m de profundidade em sedimentos formados por silte muito fino, silte grosso, areia muito fina, areia média, areia grossa, areia muito grossa e grânulo.

Nas coletas de março e abril de 1997, 15% dos indivíduos apresentavam gônadas maduras e 24% estavam sem a região aboral do disco. Neste período também foi registrado que 0,5% de partes aborais do disco destacadas estavam portando gônadas maduras. Em abril de 1997 também foi observado que: 60% dos indivíduos estavam no início da fase de regeneração da parte aboral do disco, 13,4% em fase final de regeneração e 24% dos espécimes apresentaram a região aboral recém regenerada, mas ainda não totalmente desenvolvida.

10. *Ophiocnida loveni* (Ljungman, 1866)
(Figura 19d,e)

Material estudado: 10 espécimes coletados nas estações C3, I1, I4, P5.

Descrição: Disco circular coberto por escamas grandes e irregulares, recobertas por fina granulação. Escamas da região distal do

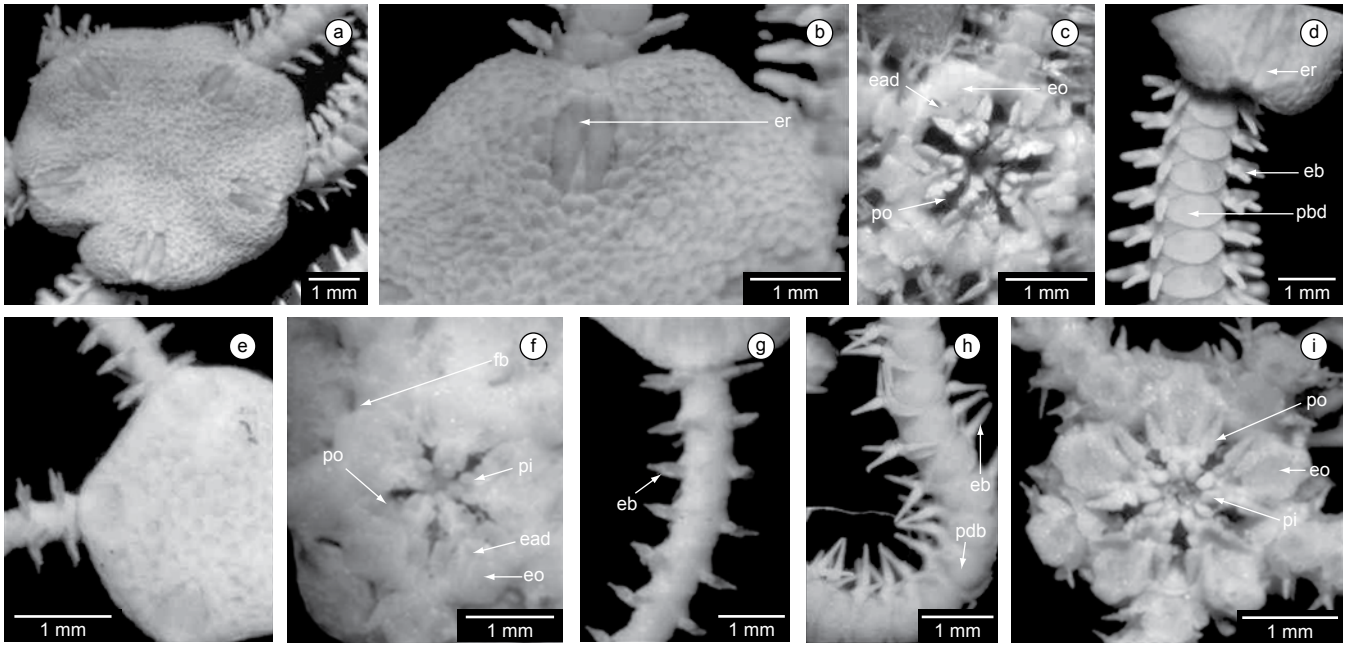


Figura 18. *Amphipholis januarii* (Ljungman): a) Vista aboral do disco; b) Detalhe das escamas aborais do disco e dos escudos radiais (er); c) Vista da armação oral, escudos orais (eo), escudos adorais (ead) e papilas orais (po); d) Vista dos escudos radiais (er), placas aborais dos braços (pdb) e espinhos (eb). *Amphipholis squamata* (Delle Chiaje): e) Vista aboral do disco; f) Vista oral do disco, fendas bursais (fb), escudos orais (eo), escudos adorais (ead), papilas orais (po) e papilas infradentais (pi); g) Vista aboral do braço e espinhos (eb). *Amphipholis subtilis* (Ljungman): h) Placas dorsais dos braços (pdb) e espinhos (eb); e i) Vista da armação oral, escudos orais (eo), papilas orais (po) e papilas infradentais (pi).

Figure 18. *Amphipholis januarii* (Ljungman): a) Aboral view of the disc; b) Detail of the aboral scales of the disc and radial shields (er); c) View of the oral frame, oral shiels (eo), adoral shields (ead), and oral papillae (po); d) View of the radial shields (er), aboral arm plates (pdb) and spines (eb). *Amphipholis squamata* (DelleChiaje): e) Aboral view of the disc; f) View oral of the disc, bursal slit (fb), oral shield (eo), adoral shield (ead), oral papillae (po) and infradental papillae (pi); g) Aboral view of the arm and spines (eb); *Amphipholis subtilis* (Ljungman): h) Aboral arm plates (pdb) and spines (eb); and i) View of the oral frame, oral shield (eo), oral papillae (po) and infradental papillae (pi).

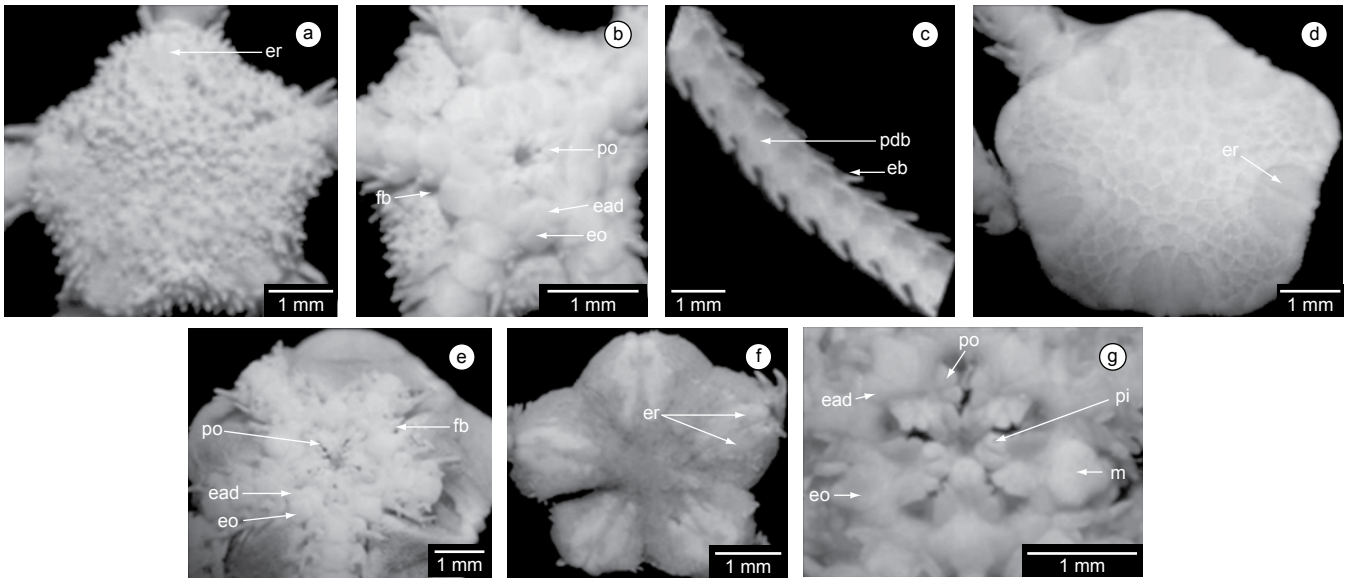


Figura 19. *Ophiostigma isocanthum* (Say): a) Vista aboral do disco e escudos radiais (er); b) Vista oral do disco onde fendas bursais (fb), escudo oral (eo), escudo adoral (ead) e papilas orais (po); c) Vista das placas aborais do braço (pdb) e espinhos (eb). *Ophiocnida loveni* (Ljungman): d) Vista aboral do disco e escudos radiais (er); e) Vista oral do disco onde fendas bursais (fb), escudo oral (eo), escudo adoral (ead) e papilas orais (po). *Ophiophragmus luetkeni* (Ljungman): f) Vista aboral do disco e escudos radiais (er); e g) Vista da armação oral, escudo oral (eo), madreporita (m), escudo adoral (ead), papilas orais (po) e papila infradental (pi).

Figure 19. *Ophiostigma isocanthum* (Say): a) aboral view of the disc and radial shields (er); b) Oral view of the disc were bursal slit (fb), oral shield (eo), adoral shield (ead) and oral papillae (po); c) View of the aboral arm plates (pdb) and spines (eb); *Ophiocnida loveni* (Ljungman): d) Aboral view of the disc and radial shields (er); e) Oral view of the disc were bursal slit (fb), oral shield (eo), adoral shield (ead) and oral papillae (po); *Ophiophragmus luetkeni* (Ljungman): f) Aboral view of the disc and radial shields (er); and g) View of the oral frame, oral shield (eo), madreporite (m), adoral shield (ead), oral papillae (po), and infradental papillae (pi).

disco com tubérculos. Os escudos radiais triangulares, pouco mais longos do que largos, unidos, salvo na região proximal onde estão separados por uma ou duas escamas. A região oral interradial do disco é coberta por grânulos espiniformes. Os escudos orais são losangulares. Os escudos adorais apresentam uma expansão distal e são contíguos na região proximal. Mandíbulas curtas e com uma depressão mediana. Com duas, algumas vezes três, papilas orais de cada lado das mandíbulas, a distal pouco maior que a proximal. As papilas orais das mandíbulas vizinhas estão posicionadas na maioria das vezes muito próximas fechando o sulco oral. Braços afilados e não muito longos. Placas aborais mais largas do que longas. Placas orais pentagonais com uma reentrância no bordo distal. Placas laterais com três a quatro espinhos braquiais. Com duas escamas tentaculares.

Observações: Os exemplares foram coletados em profundidades que variaram entre 7 e 48 m, em sedimentos formados por silte médio areia muito fina e areia fina. Foram observadas gônadas maduras em um indivíduo coletado em abril de 1997.

11. *Ophiophragmus luetkeni* (Ljungman, 1871)
(Figura 19f,g)

Material estudado: Um espécime coletado na estação I2.

Descrição: Disco arredondado ou pentagonal, com reentrâncias radiais, coberto por escamas pequenas, imbricadas e irregulares, com a escama central bem visível e pouco maior que as demais. Escudos radiais desenvolvidos, quase triangulares, pouco mais longos do que largos, sendo a maior largura na região distal do escudo. O par normalmente está separado anteriormente por uma escama triangular. Atrás dos escudos radiais encontram-se duas escamas retangulares com dois a quatro espinhos aderidos lateralmente. Espinhos marginais afilados, ao redor do disco. Em cada interradio entre os pares de escudos radiais são observados mais de 22 espinhos. Escamas da região interradial oral bem menores e imbricadas do que as da região aboral. Fendas bursais longas e com uma escama longa nas suas bordas. Escudos orais quase losangulares. Madreporita maior que os demais escudos e com um poro na região distal. Escudos adorais alargados distalmente e não contíguos na região proximal. Mandíbulas curtas com uma forte depressão distal. Com duas papilas orais, pequenas e normalmente de coloração escura, em cada lado das mandíbulas, sendo a distal pouco maior que a proximal. Papilas infradentais retangulares, separadas no ápice das mandíbulas. Braços longos e afilados. Placas aborais quase quatro vezes mais largas do que longas com uma leve reentrância no bordo distal. Placas orais quadrangulares, mesmo em álcool, de uma tonalidade escura. Com duas escamas tentaculares, uma aderida à placa oral e outra à placa lateral. Placas laterais estreitas com três espinhos braquiais ligeiramente afilados.

Observações: Os espécimes foram coletados a profundidade de 1,5 m em sedimento classificado como silte grosso.

12. *Ophionephthys limicola* Lütken, 1869

Material estudado: Três espécimes obtidos na estação M3.

Descrição: Disco arredondado com fortes reentrâncias interradiais. O disco possui escamas apenas nas regiões distais dos escudos radiais e dispostas em série próximas à margem do disco. Escudos radiais são longos, estreitos e separados. Região oral interradial sem escamas. Escudos orais alongados com a região mediana mais larga. A madreporita é maior que os demais escudos orais. Escudos adorais não contíguos e com a extremidade distal alargada. Mandíbulas elevadas anteriormente e com quatro a cinco papilas orais de cada lado. Papilas infradentais quadrangulares no ápice das mandíbulas. Placas aborais dos braços, pouco mais largas do que longas. Placas orais quadrangulares. Braços longos com até cinco espinhos braquiais afilados, e com uma pequena escama tentacular.

Observações: Os exemplares foram coletados a 3 m de profundidade em sedimento formado por areia média. De acordo com Hendler et al. (1995), esta espécie é detritívora seletiva e utiliza seus braços longos para coletar partículas da superfície do sedimento.

13. *Amphiura kinbergi* (Ljungman, 1871)
(Figura 20a,b,c)

Material estudado: Dois espécimes na estação I1.

Descrição: Disco arredondado, com reentrâncias interradiais e coberto por escamas pequenas e esparsas, estando estas mais concentradas ao redor dos escudos radiais. Escudos radiais mais longos do que largos, divergentes entre si. Região oral interradial do disco sem escamas. Escudos orais alargados. Escudos adorais não contíguos na região proximal e alargado na distal. Papila infradental robusta. Com duas papilas orais de cada lado das mandíbulas separadas por um espaço (diástema), sendo a proximal afilada e a distal pouco alargada. Braços longos e delicados com duas escamas tentaculares pequenas. Placas orais sub-pentagonais. Com seis a sete espinhos braquiais com dentículos, sendo no inferior onde estes dentículos são maiores e mais visíveis.

Observações: Encontrado a profundidade de 24 m em sedimento formado por areia muito fina.

14. *Amphiura palmeri* Lyman, 1882
(Figura 20d,e)

Material estudado: Sete exemplares nas estações S5 e P2.

Descrição: Disco arredondado com leves reentrâncias radiais e fortes reentrâncias interradiais, coberto aboralmente por escamas

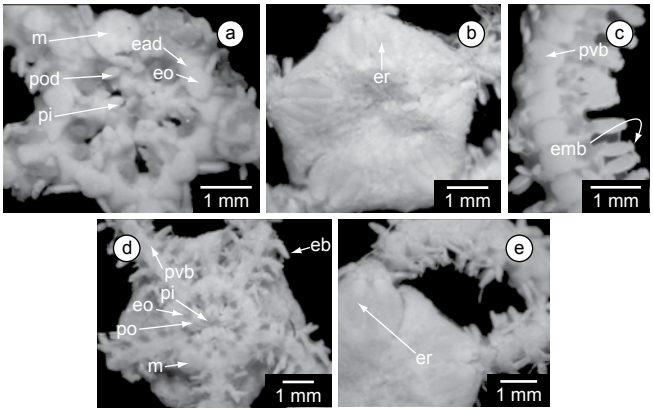


Figura 20. *Amphiura kinbergi* (Ljungman): a) Vista da armação oral, madreporita (m), escudo oral (eo), escudo adoral (ead), papila oral (po) e papila infradental (pi); b) Vista aboral do disco e escudos radiais (er); c) Vista das placas orais dos braços (pvb) e espinhos medianos (emb). *Amphiura palmeri* (Lyman): f) Vista oral do disco e braços, placa oral dos braços (pvb), madreporita (m), escudo oral (eo), papilas orais (po) e papilas infradentais (pi); g) Detalhe da superfície aboral do disco com escudos radiais (er) e braços.

Figure 20. *Amphiura kinbergi* (Ljungman): a) View of the frame oral, madreporite (m), oral shield (eo), adoral shield (ead), oral papillae (po) and infradental papillae (pi); b) Aboral view of the disc and radial shields (er); c) View of the oral arm plates (pvb) and middle spines (emb). *Amphiura palmeri* (Lyman): f) Oral view of the disc and arms, oral arm plate (pvb), madreporite (m), oral shield (eo), oral papillae (po) and infradental papillae (pi); and g) Detail of the aboral surface of the disc with radial shields (er) and arms.

pequenas e levemente imbricadas. Escudos radiais três vezes mais longos do que largos, separados por aproximadamente doze escamas. Região oral do disco coberta por escamas pequenas e fortemente imbricadas que ultrapassaram o âmbitus e por escamas esparsas na região interna. Escudos orais pequenos sublosangulares. A madreporita é duas vezes e meio maior que os demais escudos e com a região distal elevada. Escudos adorais grandes, contíguos anteriormente e alargados distalmente. Mandíbulas curtas e elevadas na região proximal. Com duas pequenas papilas infradentais no ápice das mandíbulas. Com uma pequena papila oral proximal levemente afilada na região interna de ambos os lados das mandíbulas. Esta pequena papila está separada por um espaço (diástema) da papila oral distal, posicionada verticalmente, na região entre a mandíbula e o escudo adoral. Braços longos. Placas aborais dos braços quase ovais, mais largas do que longas. Placas laterais estreitas com seis a sete espinhos braquiais levemente comprimidos, que aumentam de tamanho do aboral para o oral, e com um dente terminal. Placas orais sub-pentagonais, com duas escamas tentaculares, sendo a interna maior que a externa.

Observações: Encontrada entre 12 e 20 m de profundidade, em sedimentos formados por areia muito fina e areia média. Um indivíduo portando gônadas maduras foi observado em abril de 1997.

Família Ophiothrichidae Ljungman, 1867
1. *Ophiothrix angulata* (Say, 1825)
(Figura 21a,b,c)

Material estudado: 33 exemplares coletados nas estações: M3, I1, S7 e P2.

Descrição: Disco arredondado com reentrâncias radiais. As escamas do disco são pequenas e cobertas por espinhos delicados, hialinos, curtos com as extremidades divididas em duas ou três pontas. Entre estes espinhos podem existir alguns espinhos mais longos e finos, dispersos sobre o disco ou entre os escudos radiais. Escudos radiais com tamanho aproximado de ¼ do diâmetro do disco, mais longos do que largos e separados por escamas alongadas. Sobre os escudos radiais muitas vezes são encontrados espinhos curtos com pontas bífidas e trífidas. A região oral interradial é coberta por escamas e espinhos semelhantes aos da região aboral, pelo menos até a metade distal em muitos indivíduos, ficando o restante sem escamas ou espinhos. Escudos orais alargados. Escudos adorais alargados distalmente. Sem papilas orais e com um feixe de papilas dentais no ápice das mandíbulas. Braços não muito longos. Placas aborais dos braços tão largas quanto longas e com a extremidade distal fortemente arredondada. Placas orais com seis a oito lados. Com uma pequena escama tentacular alongada. Espinhos braquiais em número de oito a onze. Estes espinhos são hialinos, sendo que aqueles mais próximos ao disco são fortemente denteados. São conhecidos diversos padrões de coloração nesta espécie, podendo a mesma variar do rosa pálido quase branco ao violeta próximo ao negro, algumas vezes apresentando uma lista preta ou branca na superfície dos braços, ou outros tipos de padrões de coloração.

Observações: *O. angulata* foi coletada entre 12 e 23 m de profundidade em sedimentos formados por silte médio, areia muito fina, areia média e areia muito grossa. Gônadas maduras foram observadas em abril em grande parte do exemplares da estação P2.

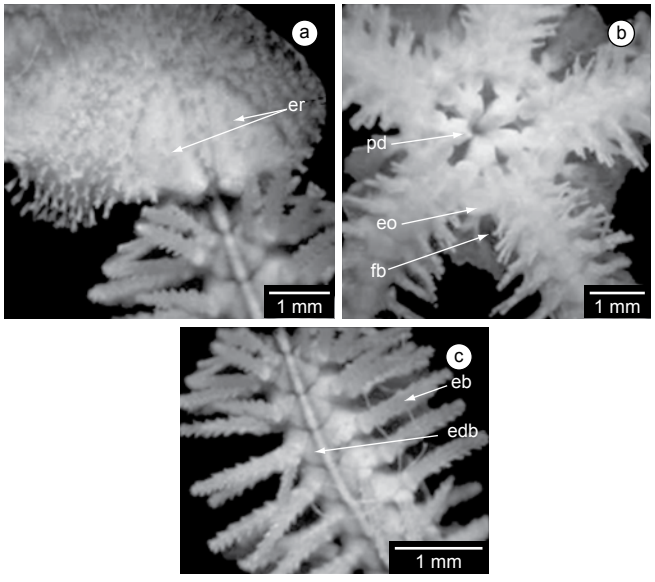


Figura 21. *Ophiothrix angulata* (Say): a) Detalhe da superfície aboral, escudos radiais (er) e braços; b) Vista oral, fendas bursais (fb), escudos orais (eo) e papilas dentais (pd); e c) Detalhe das placas aborais do braço (pdb) e espinhos (eb).

Figure 21. *Ophiothrix angulata* (Say): a) Detail of the aboral surface, radial shields (er) and arms; b) Oral view, bursal slit (fb), oral shields (eo) and dental papillae (pd); and c) Detail of the aboral plates of the arm (pdb) and spines (eb).

Discussão

Comparando os resultados de distribuição dos equinodermos na Baía de Todos os Santos com aqueles encontrados em outras baías brasileiras, verificou-se que *Amphiodia atra* também foi à espécie dominante na baía de Camamu (BA), onde foi coletada junto com os ofiuróides *Amphioplus camamuensis* e *Amphiodia pulchella e* o equinóide *Agassizia excentrica* (Manso 2004). Na Baía da Ribeira, em Angra dos Reis (RJ), na área dos Sacos de Piraquara de Fora e Piraquara de Dentro, Manso & Absalão (1988) encontraram, durante a fase pré-operacional da usina nuclear Angra I, que *Amphiodia atra* (naquele trabalho como *Micropholis atra*) ocorreu em 80% das estações onde foram registrados ofiuróides, em sedimentos classificados como: lama, lama arenosa, areia lamosa e areia. Na Baía da Ribeira, assim como na Baía de Todos os Santos, os ofiuróides *Amphipholis subtilis* (naquele trabalho como *Micropholis subtilis*) e *Amphiodia riisei* (naquele trabalho como *Diamphiodia riisei*) foram os ofiuróides mais freqüentes, ocorrendo em boa parte das estações. Uma das diferenças observadas entre a Baía de Todos os Santos e a Baía da Ribeira em relação à distribuição dos Ophiuroidea, foi quanto à freqüência de ocorrência da espécie *Hemipholis elongata.* Na Baía da Ribeira, *H. elongata* foi bem representada ocorrendo em 59,6% das estações, sendo a segunda espécie mais freqüente, enquanto que na Baía de Todos os Santos sua freqüência foi de apenas 11%. A explicação deste resultado pode estar na diferença dos aparelhos utilizados nas amostragens, ou ainda por esta espécie preferir ambientes eutrofizados ou poluídos (Hendler et al., 1995), provavelmente não sendo ainda o caso da Baía de Todos os Santos. *Hemipholis elongata* foi também registrada na Baía de Aratu, localizada ao fundo da Baía de Todos os Santos, junto às espécies *Amphiodia atra* e *Amphipholis subtilis*. Esta pequena baía se encontra atualmente com um elevado nível de poluição.

Os registros de Ophiuroidea *Amphiodia trychna* e *Ophiactis brasiliensis*, coletados na Baía de Todos os Santos constituem os primeiros registros destas espécies no nordeste do Brasil.

Entre as espécies de Echinoidea, *Cassidulus infidus,* coletada nos sedimentos formados por areia média da Baía de Todos os Santos, amplia o conhecimento desta espécie, cuja descrição e único exemplar conhecido era do holótipo, amostrado na plataforma continental adjacente ao Estado da Bahia.

O asteróide *Oreaster reticulatus* aparentemente é um dos asteróides mais conhecidos do litoral baiano, devido ao seu uso em ornamentação e religião. De acordo com Hendler et al. (1995), esta é uma espécie vulnerável à exploração humana e é atualmente considerada rara em áreas onde antes era comum.

Nas estações das áreas P, S e I (Figura 1), foi registrada a maior abundância e diversidade de equinodermos, fato que talvez possa ser explicado pelo tipo de fundo encontrado nessas áreas, formado por um maior conteúdo da fração areia; por estas estações estarem posicionadas mais próximas à entrada da baía, onde a circulação das correntes é mais eficiente; ou mais afastadas da desembocadura de rios onde estão localizados os maiores problemas referentes à poluição, assim como a menor salinidade.

O estudo dos equinodermos da Baía de Todos os Santos e da Baía de Aratu foi importante, pois até este momento muito pouco se conhecia sobre a distribuição e ocorrência das espécies no litoral do Estado da Bahia. O conhecimento das espécies de equinodermos das baías estudadas poderá servir de base para futuros monitoramentos sobre o impacto das atividades humanas no entorno destas baías, e sua influência na distribuição destes animais, assim como em outros que dependam deste ambiente, contribuindo, desta forma, para que ações sejam implementadas visando à conservação deste rico ecossistema.

Agradecimentos

Ao Fundo Mundial para a Natureza (WWF), através do Programa Natureza e Sociedade (Processo CSR 085-97), pelo financiamento do Projeto "Geoecologia das comunidades bentônicas infralitorais da Baía de Todos os Santos, BA, Brasil: diversidade biótica e sedimentológica". Ao Serviço de Sinalização Náutica do Leste (SINEST-BA), Base Naval de Aratu - Marinha do Brasil, pela utilização da embarcação Itacaré e pelo apoio "em terra" durante os trabalhos de coleta em 1996. À Capitania dos Portos de Salvador, à Estação de Desmagnetização da Marinha (Itaparica) e ao TEMADRE/ PETROBRAS (Madre de Deus) pelo apoio "em terra" durante os trabalhos de coleta em 1997. Ao PICDT-CAPES/UFBA pela concessão de uma bolsa de doutorado à segunda autora. Ao PIBIC/UFBA, pela concessão de duas bolsas de iniciação científica. Aos Profs. Eduardo Mendes e Miguel Accioly (Dep. Botânica – Instituto de Biologia/UFBA) pela participação no Projeto MAREMBA. Ao Prof. Dr. José Maria Landim Dominguez (Geologia/UFBA) pelo apoio ao trabalho de campo, utilização do Laboratório de Estudos Costeiros (Instituto de Geociências da UFBA) e sugestões. Ao Prof. Dr. Dieter Muehe (Geografia/UFRJ) pela orientação do trabalho de tese da segunda autora e oportunidade de realização da pesquisa. A todas as pessoas que participaram dos trabalhos de campo em 1996 e em 1997. Aos referis anônimos pelas correções e sugestões apresentadas ao texto.

Referências Bibliográficas

ALBUQUERQUE, M.N. & GUILLE, A. 1991. Ophiuroidea (Echinodermata) ao largo do Brasil: Banco dos Abrolhos, Cadeia submarina Vitória-Trindade e Plataforma continental adjacente. Bol. Mus. Nac., N. S., Zool. 353: 1-29.

ALLAIN, J.Y. 1978. Déformations du test chez l'oursin *Lytechinus variegates* (Lamarck) (Echinoidea) de la Baie de Carthagène. Caldasia 12:365-375.

ALVES, O.F.S. & CERQUEIRA, W.R.P. 2000. Echinodermata das praias de Salvador (Bahia, Brasil). Rev. Bras. Zool. 17(2): 543-553.

ALVES, O.F.S, MANSO, C.L.C., ABSALÃO, R.S. & PAIVA, P.C. 2006. Geoecology of Sublittoral Benthic Communities in Todos os Santos Bay (Bahia, Brazil): Biotic and Sedimentological Diversity. J. Coast. Res. SI 39:1152-1155.

BORGES, M. & AMARAL, A.C.Z. 2007. Ophiuroidea (Echinodermata): quatro novas ocorrências para o Brasil. Rev. Bras. Zool. 24: 855-864.

BORGES, M., MONTEIRO, A.M.G. & AMARAL, A.C.Z. 2002 Taxonomy of Ophiuroidea (Echinodermata) from the continental shelf and slope of the Southern and Southeastern Brazilian Coast. Biota Neotrop. 2(2):1-69. http://www.biotaneotropica.org.br/v2n2/pt/abstract?article+BN02302022002 (último acesso em 05/07/2007).

BORGES, M., MONTEIRO, A.M.G. & AMARAL, A.C.Z. 2006. A new species of *Ophiomisidium* (ECHINODERMATA: OPHIUROIDEA) from de continental shelf and slope off southern Brazil. J. Mar. Biol. Ass. U. K. (86): 1449-1454.

COTEUR, G., GOSSELIN, P., WANTIER, P., CHAMBOST-MANCIET, Y., DANIS B., PERNET P. WARNAU, M. & DUBOIS, P. H. 2003. Echinoderms as bioindicators, bioassays, and impact assessment tools of sediment-associated metals and pcbs in the North Sea. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 45:190-202.

D.H.N. 1984. Carta Náutica 1110. 2a edição, Diretoria de Hidrografia e Navegação, Marinha, Brasil.

FOLK, R.L. 1968. Petrology of sedimentary rocks. The University of Texas. Texas. p.69.

GERMEN/UFBA - NIMA, 1997. BTS: diagnóstico sócio-ambiental e subsídios para a gestão. Edições Germen, Salvador. p.244.

HENDLER, G., MILLER; J.E., PAWSON, D.L. & KIER, P.M. 1995. Sea stars, sea urchins, and alliens: echinoderms of Florida and the Caribbean. Washington, D. C., Smithsonian Institution Press. Washington.

LESSA, G.C., BITTENCOURT, A.C.S.P., BRICHTA, A. & DOMINGUEZ, J.M.L. 2000. A reevaluation of the Late Quaternary sedimentation in Todos os Santos Bay (BA), Brazil. An. Acad. Bras. Ci. 72 (4):573-590.

LESSA, G.C., DOMINGUEZ, J.M.L., BITTENCOURT, A.C.S.P. & BRICHTA, A. 2001. The tides and tidal circulation of Todos os Santos Bay, Northeast Brazil: a general characterization. An. Acad. Bras. Ci. 73(2):245-261.

LESSIUS, H.A. 2005. Echinoids of the Pacific Waters of Panama: Status of knowledge and new records echinoids of the Pacific waters of Panama. Rev. Biol. Trop. 53:147-170.

MACEDO, M.H.F. 1977. Estudo Sedimentológico da Baía de Todos os Santos. Salvador. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Bahia, Salvador.

MAGALHÃES, W.F., MARTINS, L.R. & ALVES, O.F.S. 2005.Inventário dos Echinodermata do Estado da Bahia. Braz. J. Aquat. Sci. Technol. 9(1):61-65.

MANSO, C.L.C. 1988a. Uma nova espécie de *Ophiactis* (Echinodermata: Stelleroidea) da Costa Sudeste do Brasil. Rev. Bras. Biol. = Braz. J. Biol. 48(2):375-379.

MANSO, C.L.C. 1988b. Ofiuróides da Plataforma Continental Brasileira. Parte I: Rio de Janeiro. (ECHINODERMATA: OPHIUROIDEA). Rev. Bras. Biol. = Braz. J. Biol. 48(4):845-850.

MANSO, C.L.C. 1988c. Sobre a ocorrência de *Ophionema intricata* Lütken, 1869 e *Ophiophragmus brachyatis* H.L.Clark, 1915 no Brasil (Echinodermata, Ophiuroidea, Amphiuridae) Rev. Bras. Biol. = Braz. J. Biol. 48(4):965- 968.

MANSO, C.L.C. 1989. Os Echinodermata da Plataforma Continental Interna entre Cabo Frio e Saquarema, Rio de Janeiro, Brasil. Rev. Bras. Biol. = Braz. J. Biol. 49 (2): 355- 359.

MANSO, C.L.C. 1991. Ophiuroidea (Echinodermata) da região sul-sudeste do Brasil, coletados durante as "Operações Sueste do N/Oc. Almirante Saldanha". Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

MANSO, C.L.C. 1993. Ofiuróides da Plataforma Brasileira. Parte II: Norte do Estado do Rio de Janeiro, Estado do Espírito Santo, Sul do Estado da Bahia e Bancos Royal Charlott, Hotspur e Davis (Echinodermata: Ophiuroidea). Rev. Bras. Biol. = Braz. J. Biol. 53(2):189-195.

MANSO, C.L.C. 2004. Os Echinodermata da bacia de Camamu, Bahia, Brasil. Rev. Biol. Gen. Exper. 5(1):19-25.

MANSO, C.L.C. 2007. *Holosalenia bahiensis*, um novo equinóide (Echinodermata) do Albiano da Bacia de Camamu, Brasil. Rev. Bras. Paleontol. 10(1):27-34.

MANSO, C.L.C & ABSALÃO, R.S. 1988. Ophiuroidea: situação pré-operacional nos sacos de Piraquara, região sob influência da descarga da central nuclear Almirante Álvaro Alberto (CNAA). Rev. Bras. Biol. = Braz. J. Biol. 48(1):75-82.

MANSO, C.L.C. & FARIAS, M.C.V. 1999. Ocorrência de ofiuróides no conteúdo gastrointestinal de "baiacu" (*Sphoeroides testudineus* (Linnaeus, 1758) (Teleostei: Tetraodontidae) no estuário do Rio Sergipe (Sergipe). Rev. Nordest. Zool. 2(1):35-37.

MARKOV, A.V. & SOLOVJEV, A.N. 2001. Echinoid of the family Paleopneustidae (Echinoidea, Spatangoida): Morphology, taxonomy, phylogeny. Geos 2001:1-109.

MARTINS, L.R., SOUTO, C.A. & ALVES, O.F.S. 2007a. Diversidade de espécies do Filo Echinodermata nas praias de Salvador, Bahia, Brasil. In: XII Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar. (Noberto Olmiro Horn Filho Coord.) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, p.188-189.

MARTINS, L.R., SOUTO, C.A., ALVES, O.F.S. 2007b. Habitats preferenciais da equinodermato fauna de Salvador, Bahia, Brasil. In: XII Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar. (Noberto Olmiro Horn Filho Coord.) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, p.188.

MILLOTT, N. 1956. The covering reaction of the sea urchins. 1.A preliminary account of covering in a tropical echinoid *Lytechinus variegates* (Lamarck), and this relation to light. J. Exper. Biol. 33:508-523.

RODOVALHO, R., GONTIJO, R.C., MILHOMEN, P.S., LIMA, C.C.U. & MANSO, C.L.C. 2003. Bacias sedimentares brasileiras: Bacia de Cumuruxatiba. Phoenix 5(60):1-4.

SANTA-ISABEL, L.M., CERQUEIRA, W.R.P.C & ALVES, O.F.S. 1996. Associação entre *Ophionereis reticulata* (Say, 1825) (Ophiuroidea: Ophionereididae) e *Malmgreniella variegata* (Treadwell) (Polychaeta, Polynoidea) das praias de Salvador, Bahia, Brasil. Rev. Bras. Zool. 13(1):137-142.

SMITH, A.B. & BENGTSON, P. 1991. Cretaceous echinoids from north-eastern Brazil. Fossils and Strata 31:1-72.

SMITH, A.B.,PATERSON, G.L.J. & LAFAY, B. 1995. Ophiuroid phylogeny and higher taxonomy: morphological, molecular and palaeontological perspectives. Zool. Jour. Linn. Soc. 114:213-243.

SILVA, E.M., ACCIOLY, M., NAVARRO, M.F.F. & CHASTINET, C.B.A. 1996. Baía de Todos os Santos: situação atual e perspectivas futuras. Rev. Econ. Nord. 27(2):207-232.

SOUTO, C.A., MARTINS, L.R., ALVES, O.F.S. 2007a. Preferência e comportamento alimentar de *Ophioderma cinereum* (Echinodermata: Ophiuroidea) Salvador, Bahia, Brasil. In: XII Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar. (Noberto Olmiro Horn Filho Coord.) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, p.187-188.

SOUTO, C.A., MARTINS, L.R., ALVES, O.F.S. 2007b. Ecologia dos Ophiuroidea (GRAY, 1840) (Echinodermata) da praia do farol de Itapuã, Salvador, Bahia, Brasil. In: XII Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar. (Noberto Olmiro Horn Filho Coord.) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, p.188.

SOUZA-LIMA, W., MANSO, C.L.C., ANDRADE, E.J. & GRILLO, J.L. 2003. Bacias sedimentares brasileiras: Bacia de Camamu. Phoenix 5(54):1-6.

SUGUIO, K. 1973. Introdução à sedimentologia. São Paulo, Edgard Blücher, Ed. da Universidade de São Paulo.

TELFORD, M. & MOOI, R. 1986. Resource partitioning by sand dollars in carbonate and siliceous sediments: Evidence from podial and particle dimensions. Biol. Bull. 169:431-448.

TOMMASI, L.R. 1965. Lista dos Crinóides recentes do Brasil. Contrições Inst. Oceanogr.Univ. S. Paulo, ser. Ocean. Biol. 9:1-33.

TOMMASI, L.R. 1966. Lista dos Equinoides recentes do Brasil. Contrições Inst. Oceanogr.Univ. S. Paulo, ser. Ocean. Biol. 11:1-50.

TOMMASI, L.R. 1970a. Lista dos Asteroides recentes do Brasil. Contrições Inst. Oceanogr.Univ. S. Paulo, ser. Ocean. Biol. 18:1-16.

TOMMASI, L.R. 1970b. Os Ofiuroides recentes do Brasil e de regiões vizinhas. Contrições Inst. Oceanogr. Univ. S. Paulo, ser. Ocean. Biol. 20:1-146.

TOMMASI, L.R. & ARON, M.A. 1987. Equinodermata dos bancos submarinos da cadeia de montanhas Vitória-Trindade. Relat. Int. Inst. Oceanogr. Univ. São Paulo 18:1-9.

VERRIL, A.E. 1868. Notes of the radiate on the Museum of Yale College, with descriptions of genera and species. 4. Notice on the corals and echinoderms collected by Prof. C.F. Hartt at the Abrolhos Reefs, Province of Bahia, Brazil, 1867. Trans. Conn. Acad. Arts Sci. 1(2):351-371.

Recebido em 14/03/08
Versão reformulada recebida em 31/08/08
Publicado em 23/09/08

Variação espacial e temporal na diversidade e composição de espécies de peixes em riachos da bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná

***Yzel Rondon Súarez*[1,2]**

[1]*Laboratório de Ecologia, Centro Integrado de Análise e Monitoramento Ambiental – CINAM*
Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul – UEMS,
Rod. Dourados-Itahum, Km 12, CEP 79804-970, Dourados, MS, Brasil
[2]*Autor para correspondência: Yzel Rondon Súarez, e-mail: yzel@uems.br*

SÚAREZ, Y.R. 2008. **Spatial and temporal variation in fish species diversity and composition in streams of Ivinhema River basin, upper Paraná River**. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?article+bn02308032008.

Abstract: Aiming to describe the spatial and temporal patterns of the fish species diversity and composition in seven streams of Ivinhema basin, upper Paraná River, monthly samples were realized from January to December/2002. Forty six fish species were found, being estimated the occurrence of fifty five species in these streams. The species richness and evenness did not present seasonal variation, however, presented spatial (between streams) variations. The Analysis of Similarity (ANOSIM) also suggested that only spatial variation in species composition is significant. The species richness presented significant correlation with the stream width (r = 0.80) and depth (r = 0.78). The evenness presented significant correlation only in mean number of collected individuals (r = –0.91). Only stream width explained significantly the distribution of main fish species in the sampled streams. Some species as *H. marginatus*, *A. dentatus, M. sanctaefilomenae* occurred mainly in larger streams and *A. fasciatus* and *B. stramineus* occurred mainly in shallow streams and with high water velocity, indicating the importance of hydrological characteristics in species distribution. The physical characteristics of the streams are more important than temporal variations in fish assemblages organization of sampled streams.
Keywords: *neotropical fish, species diversity, beta diversity, communities structure.*

SÚAREZ, Y.R. 2008. **Variação espacial e temporal na diversidade e composição de espécies de peixes em riachos da bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná**. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?article+bn02308032008.

Resumo: Com o objetivo de descrever o padrão espacial e temporal na diversidade e composição de espécies de peixes em sete riachos da bacia do rio Ivinhema, alto rio Paraná, amostragens mensais foram realizadas entre janeiro e dezembro/2002. Quarenta e seis espécies de peixes foram encontradas, sendo estimada a ocorrência de cinqüenta e cinco espécies nestes riachos. A riqueza de espécies e a equitabilidade não apresentaram variações temporais significativas, contudo, foi constatada variação espacial (entre riachos) significativa. A Análise de Similaridade (ANOSIM) sugere que existe somente variação espacial significativa na composição de espécies. A riqueza de espécies foi significativamente correlacionada com a largura (r = 0,80) e a profundidade do riacho (r = 0,78). A equitabilidade apresentou correlação significativa somente com o número médio de indivíduos coletados (r = –0,91). Apenas a largura dos riachos influenciou significativamente a distribuição das principais espécies de peixes nos riachos amostrados. Algumas espécies como *H. marginatus, A. dentatus, M. sanctaefilomenae* ocorreram principalmente em riachos mais volumosos e *A. fasciatus* e *B. stramineus* ocorreram principalmente em riachos rasos e com elevada velocidade da correnteza, indicando a importância das características hidrológicas na distribuição das espécies. As características físicas dos riachos são mais importantes que as variações temporais na organização das assembléias de peixes dos riachos amostrados.
Palavras-chave: *peixes neotropicais, diversidade de espécies, diversidade beta, estrutura de comunidades.*

Introdução

Estudos recentes sobre ecologia de comunidades têm enfatizado que as comunidades locais são determinadas por processos que atuam em múltiplas escalas espaciais e temporais (Heino et al. 2007). Desta forma, dependendo do enfoque e da escala analisada várias características têm sido citadas como determinantes da estrutura das comunidades de peixes em riachos, desde características de estrutura dos habitats (Gorman & Karr 1978, Angermeier & Karr 1983), interações bióticas (Zaret & Rand 1971, Rahel & Stein 1988) ou filtros ambientais (Poff 1997).

A despeito do crescimento do número de trabalhos quantificando a importância de fatores bióticos, abióticos e biogeográficos sobre as comunidades de peixes em regiões temperadas (Rahel & Stein 1988, Matthews & Robison 1998, Taylor & Warren 2001, Oberdorff et al. 2001), poucos estudos têm sido realizados em comunidades neotropicais. Desta forma, a quantificação da importância das variações espaciais e temporais sobre as comunidades aquáticas é de grande importância para a compreensão dos mecanismos estruturadores dessas comunidades e para fornecer subsídios para prever o impacto da influência antrópica sobre esses ecossistemas.

A bacia do alto rio Paraná é considerada uma área de endemismo para vários grupos de peixes, devido à formidável barreira migratória representada, até recentemente, pela cachoeira de Sete Quedas, que isolaram por muito tempo a maioria da ictiofauna do alto rio Paraná da fauna remanescente dos sistemas dos rios La Plata-Uruguai-Paraná-Paraguai (Britski & Langeani 1988, Weitzman et al. 1988, Castro & Casatti 1997). Este endemismo, associado à dependência da vegetação ripária, torna estas comunidades altamente vulneráveis aos impactos ambientais decorrentes de ações antrópicas, principalmente para fins de produção de energia elétrica e agropecuária, sendo que vários estudos têm encontrado alterações na estrutura das comunidades de peixes em função das alterações antrópicas (Casatti 2004, Wright & Flecker 2004, Cetra & Petrere Júnior 2006, Ferreira & Casatti 2006, Casatti et al. 2006), sem que a dinâmica de variação na diversidade e composição de espécies seja devidamente conhecida, o que dificulta a elaboração de programas de uso sustentável dos recursos aquáticos.

No trecho entre a hidrelétrica de Porto Primavera e a de Itaipu (único trecho do alto rio Paraná livre de grandes represamentos), poucos estudos sobre as comunidades de peixes de riachos foram realizados, destacando-se os trabalhos de Penckzak et al. (1994), Agostinho & Penczak (1995), Abes & Agostinho (2001) e Pavanelli & Caramaschi (2003) em riachos da planície de inundação do rio Paraná; Súarez & Petrere (2005) em riachos da bacia do rio Iguatemi; Valério et al. (2007) e Súarez et al. (2007) em riachos de cabeceira da bacia do alto rio Paraná (bacia do rio Ivinhema) no Mato Grosso do Sul, assim como Súarez (2008) que lista as espécies de peixes presentes nos riachos analisados no presente estudo.

Assim, considerando o pouco conhecimento das comunidades de peixes da bacia do rio Ivinhema, alto rio Paraná, o presente trabalho teve como objetivo responder às seguintes questões: 1) Existe variação temporal e espacial significativa na composição e diversidade de espécies de peixes nestes riachos? Qual destas fontes de variação é a mais importante? 2) Como as características dos riachos influenciam a diversidade e composição de espécies de peixes nos riachos da porção inferior da bacia do rio Ivinhema?

Material e Métodos

As amostragens foram realizadas mensalmente em sete locais em duas micro-bacias da bacia do rio Ivinhema, alto rio Paraná (Figura 1) entre janeiro e dezembro de 2002. As amostragens foram realizadas com tela de isca (1,2 x 0,8 m), que é uma peneira retangular de armação metálica e tela mosquiteiro (2 mm de abertura de malha) sendo realizados 20 lances por local. Cada lance consistia em passar a tela rente ao fundo do riacho no sentido meio-margem, forçando a tela contra as margens desalojando os peixes escondidos sob as plantas aquáticas e gramíneas nas margens. Todos os riachos foram amostrados no período diurno em um trecho de aproximadamente 50 m. No mês de janeiro não foi realizada amostragem no Córrego da Mata, devido a problemas logísticos. As principais características dos riachos amostrados são apresentadas na Tabela 1.

Os peixes capturados foram fixados em formol a 10% e posteriormente transferidos para álcool a 70° GL. As identificações foram realizadas com auxílio dos trabalhos de Britski et al. (1999) e Graça e Pavanelli (2007), além de chaves específicas para cada grupo taxonômico e comparações com espécimes testemunho no Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP), onde exemplares testemunho de algumas espécies foram depositados.

A fim de quantificar a importância da variação espacial e temporal sobre a riqueza de espécies (aqui definida como número de espécies), foram realizadas Análises de Co-Variância (ANCOVA) tendo como variáveis explanatórias (categorias) os riachos e os meses amostrados e como co-variável o número de indivíduos coletados. Devido à ausência de normalidade, a variação espacial e temporal na equitabilidade foi quantificada através de testes de Kruskall-Wallis. A equitabilidade foi definida como H'/Hmax, onde H' é o índice de diversidade de Shannon e Hmax (diversidade máxima) é o logaritmo da riqueza de espécies, em ambas as estimativas de diversidade foram utilizados os valores de Log2.

Para verificar se existe diferença espacial e temporal significativa na composição de espécies nos riachos estudados, foi realizada uma Análise de Similaridade (ANOSIM), proposta por Clarke (1993).

A quantificação da influência das características ambientais (largura, profundidade, velocidade e transparência da água) bem como do número médio de indivíduos coletados sobre a diversidade de espécies (riqueza total, equitabilidade média e diversidade β) foi quantificada através de uma análise de correlação de Pearson. A diversidade β foi definida como: riqueza total menos riqueza média ($\beta = \gamma - \alpha$), de acordo com a metodologia proposta por MacArthur et al. (1966) e neste caso passa a assumir uma medida de "turnover" na comunidade. Desta forma, locais que apresentam elevada riqueza total (ano todo), mas baixo número médio de espécies por coleta devem apresentar alta taxa de alteração temporal na composição de espécies (elevada diversidade β).

Os dados de abundância total das espécies (soma das 12 amostragens) nos riachos foram utilizados em uma análise de agrupamento (Coeficiente de Bray Curtis), através do método de ligação UPGMA, a fim de evidenciar os padrões de similaridade na composição de espécies entre os riachos. O método de ligação UPGMA foi escolhido por minimizar a distorção da matriz inicial de similaridade na construção do dendrograma enquanto o coeficiente de Bray-Curtis foi utilizado por ser considerado o mais eficiente na realização da ANOSIM (Clarke 1993) e desta forma a ANOSIM e a representação gráfica da similaridade na composição de espécies entre os riachos deveriam ser apresentadas utilizando o mesmo coeficiente.

A influência da autocorrelação espacial sobre a composição de espécies de peixes foi analisada através de um teste de Mantel (999 permutações) quantificando a influência da distância entre os locais amostrados sobre a similaridade na composição de espécies entre os riachos.

A influência das características dos riachos amostrados sobre a abundância das principais espécies de peixes (pelo menos 1% do total de indivíduos coletados) foi quantificada através de uma análise de correspondência canônica (CCA). As análises foram realizadas utilizando o software R (R Development Core Team 2005). Para

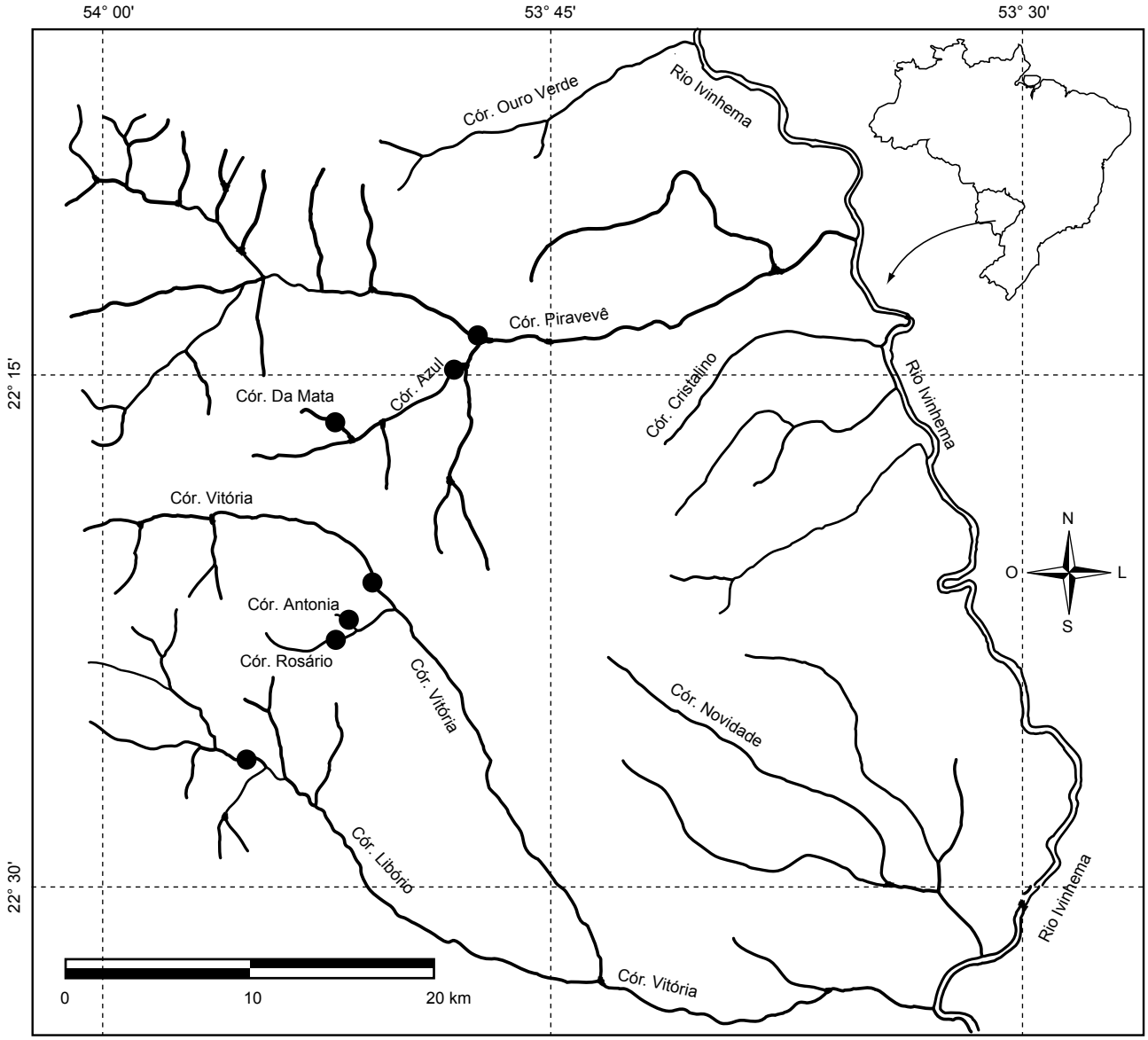


Figura 1. Localização dos riachos amostrados na bacia do rio Ivinhema, alto rio Paraná, Mato Grosso do Sul.
Figure 1. Locations of the sampled streams in the Ivinhema River basin, upper Paraná River, Mato Grosso do Sul.

definir a significância da influência das variáveis ambientais sobre a distribuição em abundância das espécies foi quantificada através da rotina "envfit" no software "vegan" que após a obtenção de um valor de r^2 para as variáveis ambientais utiliza um processo de randomização para definir a significância destas variáveis (999 permutações) para todos os eixos em conjunto.

Resultados

Foram coletados 3.383 indivíduos, distribuídos em 46 espécies. *Hemigrammus marginatus* Ellis, 1911 foi a espécie mais abundante com 956 indivíduos (28,3%), seguida de *Serrapinnus notomelas* (Eigenmann, 1915) com 476 indivíduos (14,1%). Enquanto cinco espécies representaram 67,7% dos indivíduos coletados outras nove espécies apresentaram apenas um indivíduo em todo o período amostrado.

A riqueza total nos riachos estudados foi significativamente correlacionada com a largura (r = 0,80) e profundidade (r = 0,78) dos riachos. A diversidade β foi correlacionada com a largura (r = 0,90) e profundidade (r = 0,79) dos riachos enquanto a equitabilidade média foi negativamente correlacionada com o número médio de indivíduos coletados (r = –0,91) (Tabela 2). Desta forma, riachos com maior profundidade e largura apresentam maior riqueza de espécies e maior diversidade beta, enquanto riachos com maior número de indivíduos apresentam menor equitabilidade (Figura 2).

Não constatamos variação temporal significativa nos parâmetros analisados das comunidades, contudo a variação espacial foi significativa tanto para a riqueza de espécies quanto para a equitabilidade (Tabela 3 e Figura 3).

Constatamos através da Análise de Similaridade que não existe diferença temporal significativa na composição de espécies (R = –0,048; P = 0,943), no entanto, existe diferença significativa entre os riachos estudados (R = 0,663; P = 0,001), sendo que o

Tabela 1. Características gerais dos riachos amostrados na bacia do rio Ivinhema, Alto Rio Paraná: ordem do canal (conforme convenção de Strahler), velocidade da corrente (m/s), transparência média da água (m), profundidade média (m) e largura média (m).

Table 1. General characteristics of sampled streams in the Ivinhema River Basin, Upper Paraná Basin. Stream order (according Strahler), water velocity (m/s), mean water transparency (m), mean depth (m) and mean width (m).

Riachos	Ordem	Veloc.	Transp.	Prof.	Larg.	Vegetação
Cór. Libório	2	0,30	0,23	0,75	4,5	Mata à montante, poucas gramíneas nas margens
Cór. Antonia	1	0,40	1,20	0,50	1,2	Mata fechada, sem macrófitas aquáticas
Cór. Rosário	1	0,50	1,40	1,40	2,0	Sem mata, com grandes bancos de gramíneas flutuantes e *Typha* sp. em trecho onde o córrego forma área alagada
Cór. Vitória	2	0,10	0,35	0,80	3,8	Pouca mata, com muitas gramíneas nas margens
Cór. Piravevê	3	0,10	0,25	2,50	8,0	Pouca mata, com muitas gramíneas nas margens, pequena lagoa marginal e área alagável
Cór. Azul	2	0,35	0,33	0,78	3,0	Sem mata, com muitas gramíneas e *Eichhornia azurea* na margem
Cór. Da Mata	1	0,20	0,60	0,50	1,5	Curso alterado por construção de açude e desmatamento, muitas Gramíneas nas margens

Tabela 2. Correlação de Pearson entre os parâmetros das comunidades e as características dos riachos estudados e número de indivíduos na bacia do rio Ivinhema, Alto Rio Paraná, entre Janeiro e Dezembro/2002.

Table 2. Pearson correlation between communities descriptors and streams characteristics in Ivinhema river basin and number of individuals, Upper Paraná Basin, from January to December/2002.

Variáveis	Riqueza	Diversidade β	Equitabilidade
Indivíduos	0,70 ns	0,61	–0,91**
Velocidade	–0,44 ns	–0,54	0,53 ns
Transparência	–0,55 ns	–0,65	0,08 ns
Profundidade	0,78*	0,79*	–0,75 ns
Largura	0,80*	0,90**	–0,50 ns

ns = Não significativo; * = Significativo a alfa 0,05; ** = Significativo a alfa 0,01.

ns = Non significant; * = Significantly to alfa 0.05; ** Significantly to alfa 0.01.

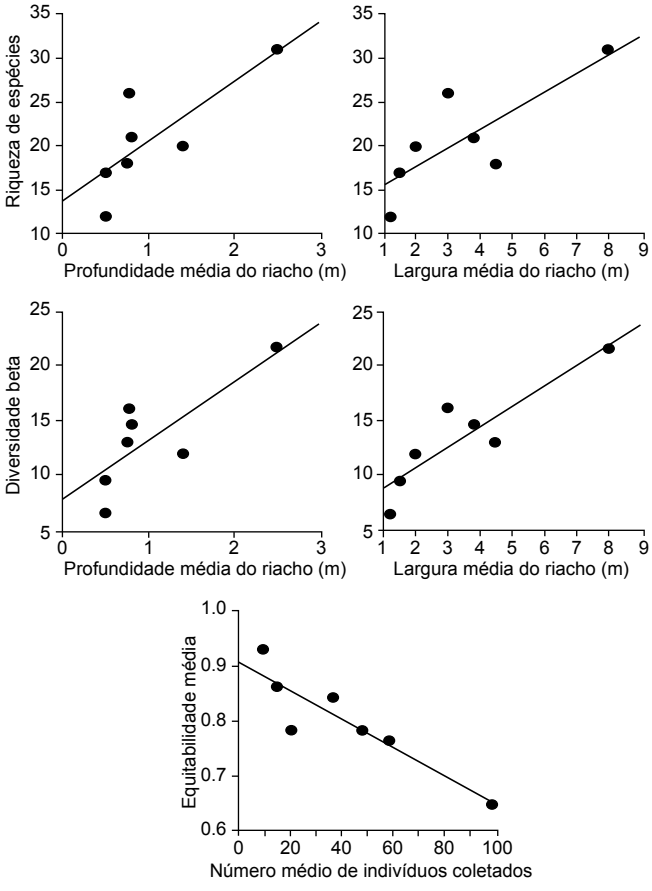

Riqueza de espécies
Profundidade média do riacho (m)
Largura média do riacho (m)
Diversidade beta
Profundidade média do riacho (m)
Largura média do riacho (m)
Equitabilidade média
Número médio de indivíduos coletados

Figura 2. Diagrama de dispersão entre os descritores das comunidades de peixes (riqueza, diversidade beta e equitabilidade) e as características ambientais e número de indivíduos nos riachos amostrados na bacia do rio Ivinhema, alto rio Paraná.

Figure 2. Scatterplot of communities descriptors (richness, beta diversity and evenness) and environmental characteristics and number of individuals in the sampled streams in Ivinhema River basin, upper Paraná River.

dendrograma de similaridade entre os riachos, indica diferenciação entre as microbacias estudadas, desta forma, com exceção do córrego Rosário, os demais locais se diferenciaram pela micro-bacia hidrográfica (Figura 4). Contudo, apesar da diferenciação entre microbacias observada no dendrograma de similaridade, não constatamos influência da distância entre os locais sobre a composição de espécies (Mantel r = 0,31; P = 0,09).

Por meio da análise de correspondência canônica foi obtido que 59,8% da variação na abundância das principais espécies de peixes podem ser explicadas pelas características dos riachos estudados, sendo que o primeiro eixo explicou 39% da variação nos dados enquanto o segundo eixo explicou 20,8% da variação nos dados. Contudo, dos quatro descritores dos riachos utilizados apenas a largura dos riachos influenciou significativamente a composição de espécies (Tabela 4).

Entre as espécies analisadas, *Serrapinnus notomelas*, *Hisonotus* sp., *Aphyocharax dentatus* Eigenmann & Kennedy, 1903,

Tabela 3. Resultados das análises de Kruskal-Wallis e de Co-Variância para a variação espacial e temporal nos atributos das comunidades de peixes nos riachos estudados na bacia do rio Ivinhema, Alto Rio Paraná, entre Janeiro e Dezembro/2002.

Table 3. Results of the Kruskall-Wallis and co-variance analysis for the spatial and temporal variation in the fish communities attributes of sampled streams in the Ivinhema river basin, from January to December/2002.

Var. resposta	Var. explanatória	r^2	F	Kruskall	Número de indivíduos
Riqueza	Riachos	0,501	4,82***	-	14,70***
Riqueza	Meses	0,419	1,20 ns	-	37,42***
Equitabilidade	Riachos	-	-	38,06 ***	-
Equitabilidade	Meses	-	-	4,14 ns	-

ns = Não significativo; *** = Significativo a alfa 0,001.
ns = Non significant; *** = Significantly to alfa 0.001.

Tabela 4. Resultado da Análise de Correspondência Canônica (CCA) para as comunidades de peixes em riachos da bacia do rio Ivinhema, Alto Rio Paraná.

Table 4. Results of the Canonical Correspondence Analysis (CCA) for the stream fish communities in Ivinhema river basin, Upper Paraná Basin.

Descritores ambientais	Eixo 1	Eixo 2	r^2
Velocidade da correnteza	–0,98	–0,22	0,43 ns
Transparência da água	–0,87	–0,50	0,66 ns
Profundidade do riacho	0,99	0,15	0,60 ns
Largura do riacho	0,93	0,37	0,82*
Resumo estatístico			
Variação explicada (%)	39%	20,8%	-

ns = Não significativa; * = Significativa a $\alpha = 0,05$.
ns = Non significant; * = Significantly to $\alpha = 0.05$.

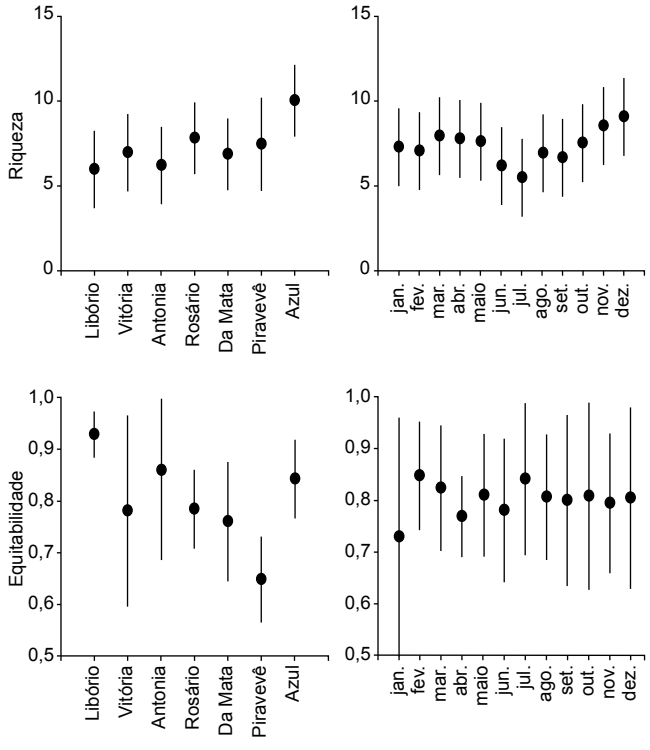


Figura 3. Variação espacial e temporal na riqueza de espécies e equitabilidade nos riachos amostrados na bacia do Rio Ivinhema, alto rio Paraná. ● = Média, ⌶ = Intervalo de Confiança ($\alpha = 0,05$).

Figure 3. Spatial and temporal variation in species richness and evenness in sampled streams in Ivinhema river basin, upper Paraná River. ● = Mean, ⌶ = Confidence Interval ($\alpha = 0.05$).

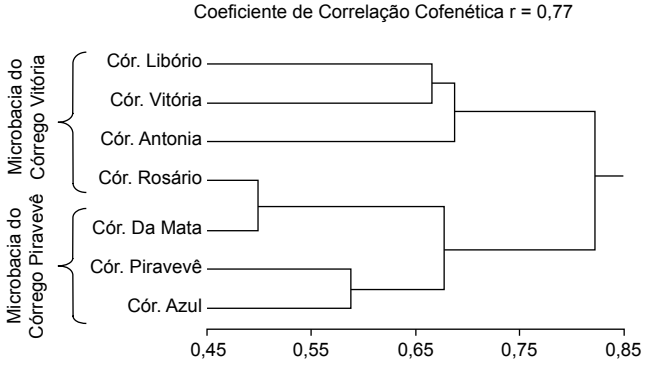


Figura 4. Dendrograma de similaridade entre os riachos amostrados na bacia do rio Ivinhema, alto rio Paraná com base na abundância total das espécies de peixes (coeficiente de Bray Curtis) coletadas entre Janeiro e Dezembro/2002.

Figure 4. Similarity dendrogram among the sampled streams in Ivinhema River basin, upper Paraná River, using the total fish species abundance (Bray Curtis coefficient) sampled from January to December/2002.

Moenkhausia sanctaefilomenae (Steindachner, 1907) e *Hemigrammus marginatus* foram mais abundantes em riachos mais volumosos, com pouca velocidade da correnteza e transparência da água (Figura 5), sendo que *S. notomelas*, localizando-se na região mais central do gráfico, mostrou-se pouco influenciada pelas características analisadas dos riachos.

Discussão

O número registrado de espécies (46) representa cerca de 19,5% do número de espécies de peixes autóctones documentadas na bacia do alto rio Paraná no Brasil (Langeani et al. 2007). Esta riqueza pode ser considerada proporcionalmente elevada, se considerada a pouca representatividade destas microbacias em relação à área total da bacia do alto rio Paraná, e pode ser explicada pela variedade de habitats analisados, uma vez que os trechos coletados representavam desde riachos com elevada correnteza até ambientes com pequenas áreas de planície de inundação. Além disso, a riqueza registrada encontra-se pouco abaixo da observada por outros estudos realizados com maior número de locais amostrados, a exemplo de Castro et al. (2003, 2004, 2005), ainda que a variação temporal (não significativa) possa ter acrescido espécies nos riachos por nós amostrados. De forma complementar, a estimativa de riqueza de espécies para os riachos amostrados mostrou-se próxima da riqueza encontrada, sugerindo que as amostragens realizadas foram eficientes para caracterizar a composição de espécies nestes riachos.

A correlação entre a riqueza de espécies e o volume dos riachos amostrados é reconhecida há muito tempo, como resultado da relação

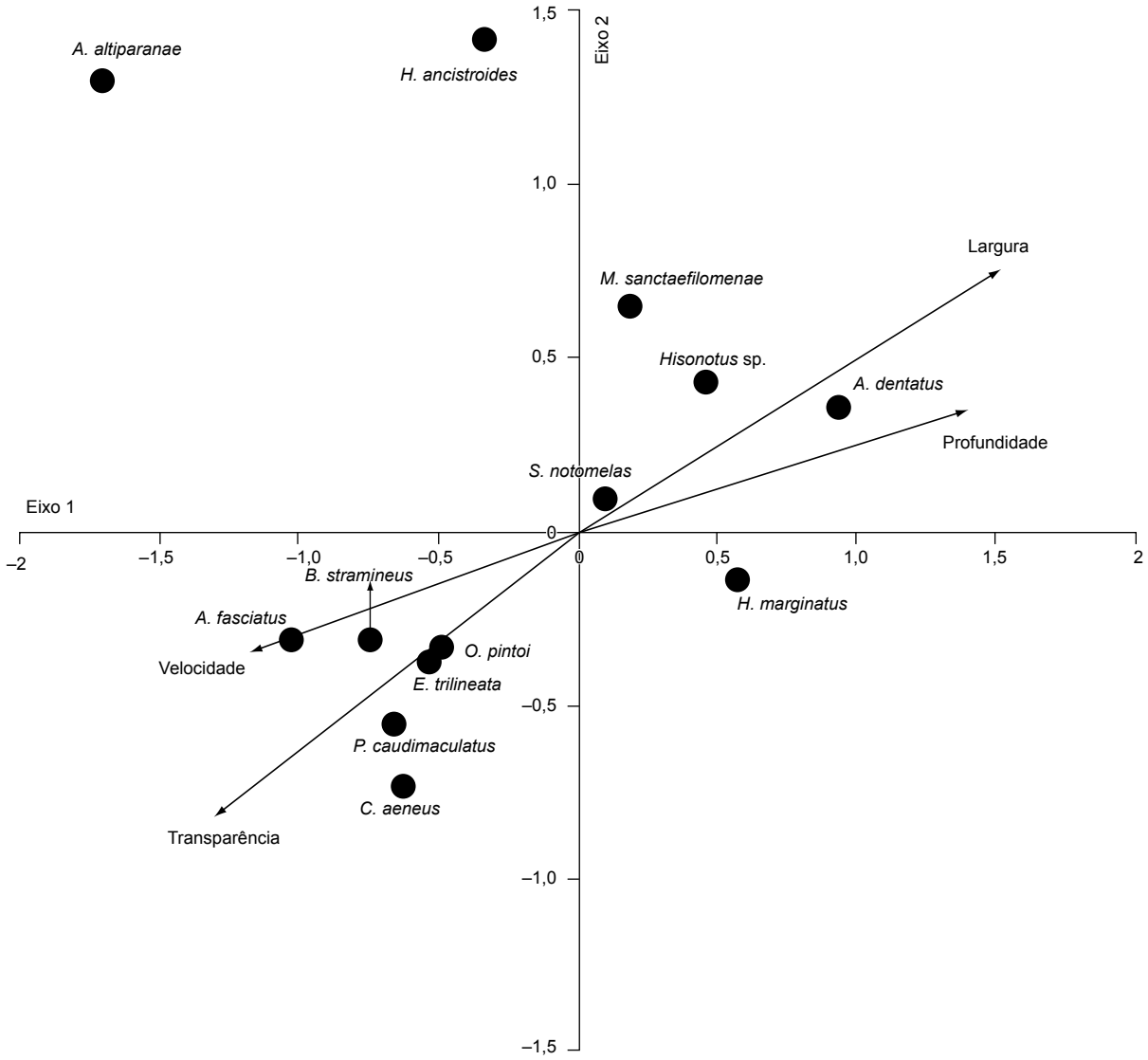


Figura 5. Diagrama de dispersão da análise de correspondência canônica (CCA) entre a abundância das principais espécies de peixes e os descritores dos riachos na bacia do rio Ivinhema, alto rio Paraná entre Janeiro e Dezembro/2002.

Figure 5. Scatterplot of Canonical Correspondence Analysis (CCA) between the main fish species and streams descriptors in Ivinhema River basin, upper Paraná River from January to December/2002.

espécie-área (MacArthur & Wilson 1967), tendo sido demonstrada por diversos estudos (e.g., Gorman & Karr 1978, Angermeier & Schlosser 1989). Neste sentido, o maior volume dos riachos levaria à maior diversificação de nichos e permitiria a coexistência de maior número de espécies.

Taylor & Warren (2001) sugerem que nos trechos inferiores das bacias hidrográficas, as comunidades de peixes são mais influenciadas pela dinâmica da migração, uma vez que as condições hidrológicas destes riachos são menos restritivas, o que é corroborado pelos resultados de Pavanelli & Caramaschi (2003), que apontaram maior importância da migração planície/riacho no trecho final das microbacias analisadas no alto rio Paraná. Desta forma, como os locais aqui amostrados encontram-se relativamente distantes da calha do rio Ivinhema e da maior parte de sua planície de inundação, a pouca variação temporal na diversidade e composição de espécies de peixes, assim como a forte variação espacial (entre locais) constatada, sugerem maior importância das características espaciais do que temporais sobre a organização das comunidades, minimizando a importância do pulso de inundação sobre as comunidades estudadas. De forma complementar, mesmo as pequenas migrações reprodutivas das espécies residentes nestes riachos não se mostraram suficientes para alterar o padrão geral de organização das comunidades, o que também foi verificado por Grossman et al. (1998) em riachos da Carolina do Norte (EUA).

A maior taxa de migração em riachos de porções inferiores da bacia e com maior volume, constatada por Taylor & Warren (2001), também explica a maior diversidade beta observada em riachos de maior volume, uma vez que, considerando a medida de diversidade beta adotada no presente trabalho, esta pode ser assumida como uma

medida da taxa de turnover na composição de espécies ao longo do ano.

A formação de grupos de riachos de acordo com as microbacias amostradas sugere influência de fatores regionais (ainda que em pequena escala) sobre a composição de espécies nos riachos amostrados, assim como constatado por Matthews & Robison (1998) para riachos em Arkansas (EUA), sendo que o córrego Rosário é o único que se isola dos demais pertencentes à mesma microbacia. Por outro lado, o resultado do teste de Mantel contradiz a diferenciação entre microbacias, sugerindo que a distância entre locais amostrados não é significativa. Esta contradição pode ser explicada pelo comportamento diferenciado do córrego Rosário (maior similaridade com a microbacia do córrego Piravevê) e pelo fato de poucos riachos terem sido amostrados (7 riachos), o que diminui o número possível de aleatorizações e aumenta a probabilidade de aceitar a hipótese nula (ausência de influência da proximidade entre riachos).

A análise de agrupamento, realizada com as abundâncias totais das espécies, demonstra que a menor dissimilaridade observada entre os riachos foi de cerca de 50%, demonstrando, mais uma vez, que os riachos amostrados apresentam elevada diversidade β.

A não constatação de variação temporal nas comunidades de peixes verificada no presente trabalho, já foi constatada em outros estudos (Súarez & Petrere Júnior 2003, Valério et al. 2007), sendo que Súarez & Petrere Júnior (2003) constataram pouca importância da variação temporal sobre os grupos de espécies co-ocorrentes na bacia do rio Iguatemi, sugerindo que, apesar de existirem pequenas migrações nestas comunidades, estas não influenciam de forma significativa o padrão de distribuição das espécies em nível de bacia hidrográfica, desta forma as diferenças espaciais na estrutura dos habitats e características hidrológicas assumem maior importância que a variação temporal na organização das comunidades.

Além da menor diversificação de nichos em riachos de menor volume, a menor oferta de alimento, resultado da menor produtividade e as características hidrológicas limitantes podem funcionar como "filtro de espécies" (Poff 1997) permitindo que poucas espécies, do conjunto de possíveis colonizadores ocupem aqueles ambientes (Martin-Smith 1998, Valério et al. 2007, Súarez & Petrere-Júnior 2007). Sendo assim, as diferenças estruturais entre os riachos parecem atuar como fontes primárias de organização das comunidades, atuando diretamente sobre a dinâmica da colonização e extinção das espécies de peixes (Súarez et al. 2007), sendo relativamente independentes das variações temporais, o que indica um padrão determinístico de co-ocorrência das espécies e reforça a idéia de uma forte associação entre as espécies e a estrutura dos habitats nos riachos estudados, fato também visualizado na análise de correspondência canônica.

Apesar das variáveis ambientais atuarem como filtro de espécies, contudo, diminuindo a possibilidade de uma espécie pouco adaptada às condições hidrológicas locais colonizar e persistir em locais hidrologicamente "não adequados", estes fatores não explicam toda a variação na composição e diversidade nas comunidades. O córrego Rosário, diferente dos demais na mesma microbacia apresenta-se mais similar aos córregos da Mata, Piravevê e Azul, pertencentes a outra microbacia e com características hidrológicas diferentes. Este trecho amostrado apresenta grande concentração de gramíneas flutuantes (Poaceae), bem como *Typha* sp. em um pequeno trecho alagável, alternando-se com trechos de maior correnteza (à montante e jusante), desta forma, é possível que em anos com menor pluviosidade e consequentemente velocidade da correnteza, indivíduos das espécies de peixes características de ambientes de planície de inundação tenham colonizado este local e encontrando condições adequadas à sua sobrevivência tornando-se abundantes, a despeito das diferenças entre este local e os demais da mesma microbacia.

Assim, as características locais (estrutura do habitat) atuariam em conjunto com características regionais (separação entre microbacias) e históricas (dinâmica de colonização e extinção pontual) na determinação das assembléias de peixes conduzindo locais com diferenças ambientais a possuírem conjuntos diferentes de espécies, mesmo oriundas de um mesmo conjunto de potenciais colonizadores, sendo esta dinâmica pouco influenciada pelas variações hidrológicas temporais nos locais amostrados.

Agradecimentos

A Suely A. D. Molina, Amal Farhat, Priscilla Gobi, Alexandro C. Florentino e Luzia S. Lourenço pelo auxílio nos trabalhos de campo. A Flávio C. T. Lima (Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo), pelo auxílio na identificação das espécies. À UEMS pelo apoio financeiro, à Lilian Casatti e aos avaliadores que contribuíram muito para a melhoria do manuscrito.

Referências Bibliográficas

ABES, S.S. & AGOSTINHO, A.A. 2001. Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Água Nanci stream, upper Paraná river basin, Brazil. Hydrobiol. 445(1-3):217-227.

AGOSTINHO, A.A. & PENCZACK, T. 1995. Populations and production of fish in two small tributaries of the Paraná River, Paraná, Brazil. Hydrobiol. 312(3):153-166.

ANGERMEIER, P.L. & KARR, J.R. 1983. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. Environ. Biol. Fishes 9(2):117-135.

ANGERMEIER, P.L. & SCHLOSSER, I.J. 1989. Species-area relationships for stream fishes. Ecology 70(5):1450-1462.

BRITSKI, H.A., SILIMON, K.Z. & LOPES B.S. 1999. Peixes do Pantanal, Manual de identificação. Embrapa-SPI, Brasília; Embrapa-CPAP, Corumbá.

BRITSKI, H.A. & LANGEANI, F. 1988. *Pimelodus paranaensis*, sp. n., um novo Pimelodidae (Pisces, Siluriformes) do Alto Paraná, Brasil. Rev. Bras. Zool. 5(3):409-417.

CASATTI, L. 2004. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the Upper Paraná River basin, southeastern Brazil. Braz. J. Biol. 64(4):757-765.

CASATTI, L., LANGEANI, F., SILVA, A.M. & CASTRO, R.M.C. 2006. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, Southeastern Brazil. Braz. J. Biol. = Rev. Bras. Biol. 66(2b):681-696.

CASTRO, R.M.C., CASATTI, L., SANTOS, H.F., FERREIRA, K.M., RIBEIRO, A.C., BENINE, R.C., DARDIS, G.Z.P., MELO, A.L.A., ABREU, T.X., BOCKMANN, F.A., CARVALHO, M., GIBRAN, F.Z. & LIMA, F.C.T. 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. Biota Neotrop. 3(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN01703012003 (último acesso em 12/12/2007)

CASTRO, R.M.C., CASATTI, L., SANTOS, H.F., MELO, A.L.A., MARTINS, L.S.F., FERREIRA, K.M., GIBRAN, F.Z., BENINE, R.C., CARVALHO, M., RIBEIRO, A.C., ABREU, T.X., BOCKMANN, F.A., DARDIS, G.Z.P., STOPIGLIA, R. & LANGEANI, F. 2004. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do Rio Grande, no Estado de São Paulo, Sudeste do Brasil. Biota Neotrop. 4(1): http://www.biotaneotropica.org.br/v4n1/pt/abstract?article+BN0170402004 (último acesso em 13/12/2007)

CASTRO, R.M.C., CASATTI, L., SANTOS, H.F., VARI, R.P., MELO, A.L.A., MARTINS, L.S.F., ABREU, T.X., BENINE, R.C., GIBRAN, F.Z., RIBEIRO, A.C., BOCKMANN, F.A., CARVALHO, M., PELIÇÃO, G.Z., FERREIRA, K.M., STOPIGLIA, R. & AKAMA, A. 2005. Structure and composition of the stream ichthyofauna of four tributary rivers of the upper Rio Paraná basin, Brazil. Ichthyol. Explor. Freshwaters 16(3):193-214.

CASTRO, R.M.C. & CASATTI, L. 1997. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná River Basin, southeastern Brazil. Ichthyol. Explor. Freshwaters 7(4):337-352.

CETRA, M. & PETRERE-JÚNIOR, M. 2006. Fish assemblage structure of the Corumbataí River Basin, São Paulo State, Brazil: characterization and anthropogenic disturbances. Braz. J. Biol. = Rev. Bras. Biol. 66(2A):431-439.

CLARKE, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. Aust. J. Ecol. 18(1):117-143.

FERREIRA, C.P. & CASATTI, L. 2006. Influência da estrutura do habitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. Rev. Bras. Zool. 23(3):642-651.

GORMAN, O.T. & KARR, J.R. 1978. Habitat structure and stream fish communities. Ecology 59(3):507-515.

GRAÇA, W.J. & PAVANELLI, C.S. 2007. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. EDUEM, Maringá. 241p.

GROSSMAN, G.D., RATAJCZAK, R.E., CRAWFORD, M. & FREEMAN, M.C. 1998. Assemblage organization in stream fishes: effects of environmental variation and interspecific interactions. Ecol. Monogr. 68(3):395-420.

HEINO, J., MYKRÄ, H. & MUOTKA, T. 2007. Ecological filters and variability in stream macroinvertebrate communities: do taxonomic and functional structure follow the same path? Ecography 30(2):217-230.

LANGEANI, F., CASTRO, R.M.C., OYAKAWA, O.T., SHIBATTA, O.A., PAVANELLI, C.S & CASATTI, L. 2007. Diversidade da ictiofauna do alto rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. Biota Neotrop. 7(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?article+bn03407032007 (último acesso em 13/12/2007)

MACARTHUR, R.H. & WILSON, E.O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton.

MACARTHUR, R., RECHER, H. & CODY, M. 1966. On the relation between habitat selection and species diversity. Am. Nat. 100(913):319-332.

MARTIN-SMITH, K.M. 1998. Relationships between fishes and habitat in rainforest streams in Sabah, Malaysia. J. Fish Biol. 52(3):458-482.

MATTHEWS, W.J. & ROBISON, H.W. 1998. Influence of drainage connectivity, drainage area and regional species richness of fishes of the interior highlands in Arkansas. Am. Midl. Nat. 139(1):1-19.

OBERDORFF, T., PONT, D., HUGUENY, B. & CHESSEL, D. 2001. A probabilistic model characterizing fish assemblages of French rivers: a framework for environmental assessment. Freshwater Biol. 46(3):399-415.

PAVANELLI, C.S. & CARAMASCHI, E.P. 2003. Temporal and spatial distribution of the ichthyofauna in two streams of the upper Rio Paraná Basin. Braz. Arch. Biol. Technol. 46(2):271-280.

PENCZACK, T., AGOSTINHO, A.A. & OKADA, E.K. 1994. Fish diversity and community structure in two small tributaries of the Paraná river, Paraná State, Brazil. Hydrobiol. 294(3):43-251.

POFF, N.L. 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. J. N. Am. Benthol. Soc. 16(2):391-409.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2005. R: A language and environment for statistical computing. [2.2.0]. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.

RAHEL, F.J. & STEIN, R.A. 1988. Complex predator-prey interactions and predator intimidation among crayfish, piscivorous fish, and small benthic fish. Oecologia 75(1):94-98.

SÚAREZ, Y.R. 2008. Fish, lower Ivinhema river basin streams, state of Mato Grosso do Sul, Brazil. Check List 4(3):226-231.

SÚAREZ, Y.R. & PETRERE-JÚNIOR, M. 2007. Environmental factors predicting fish communities structure of two neotropical rivers in Brazil. Neotrop. Ichthyol. 5(1):61-68.

SÚAREZ, Y.R., VALÉRIO, S.B., TONDATO, K.K., XIMENES, L.Q.L. & FELIPE, T.R.A. 2007. Determinantes ambientais da ocorrência de espécies de peixes em riachos de cabeceira da bacia do rio Ivinhema, alto rio Paraná. Acta Sci., Biol. Sci. 19(2):145-150.

SÚAREZ, Y.R. & PETRERE-JÚNIOR, M. 2003. Associações de espécies de peixes em ambientes lóticos da bacia do rio Iguatemi, Estado do Mato Grosso do Sul. Acta Sci., Biol. Sci. 25(2):361-367.

SÚAREZ, Y.R. & PETRERE-JÚNIOR, M. 2005. Organização das assembléias de peixes em riachos da bacia do rio Iguatemi, Mato Grosso do Sul. Acta Sci., Biol. Sci. 22(2):161-167.

TAYLOR, C.M. & WARREN Jr, M.L. 2001. Dynamics in species composition of stream fish assemblages: environmental variability and nested subsets. Ecology 82(8):2320-2330.

VALÉRIO, S.B., SÚAREZ, Y.R., FELIPE, T.R.A., TONDATO, K.K. & XIMENES, L.Q.L. 2007. Organization patterns of headwater-stream fish communities in the Upper Paraguay-Paraná basins. Hydrobiol. 583(1):241-250.

WEITZMAN, S.H., Menezes, N.A. & Weitzman, M.J. 1988. Phylogenetic biogeography of the Glandulocaudinae (Teleostei: Characiformes, Characidae) with comments on distribution of the other freshwater fishes in eastern and southeastern Brazil. In Proceedings of a workshop on neotropical distribution patterns. (P.E. Vanzolini & W.R. Heyer, coord.). Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro. p.379-427.

WRIGHT, J.P. & FLECKER, A.S. 2004. Deforesting the riverscape: the effects of wood on fish diversity in a Venezuelan piedmont stream. Biol. Conserv. 120(3):439-447.

ZARET, T.M. & RAND, A.S. 1971. Competition in tropical stream fishes: support for the competitive exclusion principle. Ecology 52(2):336-342.

Recebido em 16/03/08
Versão reformulada recebida em 29/07/08
Publicado em 29/08/08

Inventários

Aves da Estação Ecológica de Itirapina, estado de São Paulo, Brasil
José Carlos Motta-Junior, Marco Antonio Monteiro Granzinolli & Pedro Ferreira Develey.....207

Composição e ameaças à conservação dos anfíbios anuros do Parque Estadual de Itapeva, município de Torres, Rio Grande do Sul, Brasil
Patrick Colombo, Andreas Kindel, Giovanni Vinciprova & Ligia Krause.....229

Aves da Estação Ecológica de Itirapina, estado de São Paulo, Brasil

José Carlos Motta-Junior[1,3], Marco Antonio Monteiro Granzinolli[1] & Pedro Ferreira Develey[2]

[1]Laboratório de Ecologia de Aves, Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências,
Universidade de São Paulo – USP,
CEP 05508-900, São Paulo, SP, Brasil
[2]Sociedade para a Conservação das Aves do Brasil – SAVE,
Rua Fernão Dias, 219, cj. 2, CEP 05427-010, São Paulo, SP, Brasil,
e-mail: pedro.develey@savebrasil.org.br
[3]Autor para correspondência: José Carlos Motta-Junior, e-mail: labecoaves@yahoo.com

MOTTA-JUNIOR, J.C., GRANZINOLLI, M.A.M. & DEVELEY, P.F. 2008. **Birds of the Estação Ecológica de Itirapina, State of São Paulo, Brazil**. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?inventory+bn00308032008.

Abstract: Currently the Cerrado biome is one of the most threatened in the world because high taxes of destruction, mostly by agriculture and cattle. Few assessments of local bird diversity have been made in this biome, particularly in non core areas. The Estação Ecológica de Itirapina (EEI) maintains one of the last natural grassland savannah remnants of state of São Paulo, south-east Brazil. We conducted casual and systematic observations of birds in this reserve between 1998 and 2007, which altogether with additional literature revision yielded 231 species with recent occurrence. We report 38 species (16.4%) threatened with extinction in São Paulo and/or endemic to the Cerrado Region, an impressive result in comparison to other cerrado areas in São Paulo and even in Central Brazil. These results reinforce the importance of EEI for bird conservation and mean EEI is maintaining its function as a conservation unity. However, as a result of several menaces observed to this reserve during our ten years study, we suggest some management practices for the maintenance or even increasing of bird diversity in this reserve.
Keywords: *bird species, Brazil, Cerrado, conservation, endemism, threatened species.*

MOTTA-JUNIOR, J.C., GRANZINOLLI, M.A.M. & DEVELEY, P.F. 2008. **Aves da Estação Ecológica de Itirapina, estado de São Paulo, Brasil**. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?inventory+bn00308032008.

Resumo: O cerrado é um dos biomas mais ameaçados no mundo, apresentando algumas das maiores taxas de destruição causadas principalmente pela agropecuária. Poucos estudos têm avaliado a diversidade local de aves no cerrado, especialmente em áreas marginais desse bioma. A Estação Ecológica de Itirapina (EEI) contém um dos últimos remanescentes de campos naturais e cerrados do estado de São Paulo. Um levantamento das aves desta unidade de conservação, feito tanto por observações casuais como sistemáticas entre 1998 e 2007, e complementado por revisão de literatura, revelou que 231 espécies apresentaram ocorrência recente na área. Desse total, 38 espécies (16,4%) encontram-se na lista de espécies ameaçadas para o estado de São Paulo e/ou são endêmicas do Cerrado, um alto número quando comparado com outras áreas de cerrados paulistas ou mesmo em relação ao Brasil Central. Tal fato reforça a importância da EEI em relação à conservação da avifauna e demonstra que a mesma está mantendo sua função de conservar a biodiversidade. Adicionalmente, ao longo dos 10 anos de estudo foram detectadas várias ameaças à EEI, e neste sentido são recomendadas aqui algumas sugestões de manejo que consideramos essenciais para essa unidade de conservação manter ou mesmo aumentar sua diversidade de aves.
Palavras-chave: *avifauna, Brasil, Cerrado, conservação, endemismo, espécies ameaçadas.*

Introdução

O Cerrado é a maior, mais rica e possivelmente a mais ameaçada savana tropical do mundo, além de ser o segundo maior bioma (Silva & Bates 2002) e domínio morfoclimático (Ab'Sáber 2003) da América do Sul. No entanto, nas últimas décadas grande parte dos 2 milhões de km^2 originais do Cerrado foi substituída por plantios de monoculturas e pastagens (Ratter et al. 1997, Machado et al. 2004). De acordo com Mittermeier et al. (2000) apenas 20% desse total permanecem intactos e somente 1,2% se encontra em unidades de conservação.

Apesar de apresentar alta biodiversidade, incluindo 856 espécies de aves registradas apenas para sua área central, desconsiderando os enclaves na Amazônia, Mata Atlântica e Caatinga (Silva 1995, Silva & Santos 2005), apenas recentemente esse domínio tem recebido maior atenção quanto à sua conservação (Mittermeier et al. 2000, Silva & Bates 2002), quando inclusive passou a ser considerado um dos 25 hot-spots terrestres do planeta (Myers et al. 2000).

Cavalcanti (1988) e Willis & Oniki (1988, 1992, 1993) foram alguns dos primeiros a destacarem a situação precária de muitas espécies de aves dos remanescentes do cerrado no Brasil, além de mencionarem a pouca importância que é destinada à conservação desse domínio. Apesar desse quadro ressaltar a necessidade de levantamentos faunísticos nas áreas remanescentes sob domínio do Cerrado, ainda hoje poucos estudos têm sido feitos neste sentido, tanto em unidades de conservação quanto em propriedades privadas (Silva & Bates 2002, Cavalcanti & Joly 2002, Piratelli & Blake 2006).

O Cerrado ocupava originalmente cerca de 14% do território do estado de São Paulo, sendo distribuído em manchas localizadas nas regiões norte, centro e sul (São Paulo 1997, 1999, Durigan et al. 2004). Atualmente, após muitos anos de desmatamentos para implantação de plantios e pastagens, os remanescentes de cerrado restringem-se a manchas muito pequenas, que cobrem ao redor de 1% da área total do estado (São Paulo 1999, Durigan et al. 2004). No que diz respeito à avifauna, nesse estado, são ainda mais escassos inventários em áreas de cerrado (Develey et al. 2005). Dentre os poucos, podem ser mencionados Willis & Oniki (1981) que estudaram a avifauna de áreas protegidas em Águas de Santa Bárbara; Motta-Junior & Vasconcellos (1996) na Reserva da Universidade Federal de São Carlos; Dias (2000) na Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio; Willis (2004) no município de Itirapina (incluindo a parte sul da Estação Ecológica de Itirapina) e Develey et al. (2005) na Gleba Pé-de-Gigante do Parque Estadual de Vassununga.

Inventários de fauna são importantes ferramentas para a avaliação da biodiversidade em distintas escalas geográficas, identificação de áreas de grande valor para conservação, elaboração/revisão de planos de manejo e conservação de unidades de conservação já estabelecidas (Furness & Greenwood 1993, Cavalcanti & Joly 2002).

A conservação de espécies endêmicas e ameaçadas de extinção é uma das principais metas de planos de manejo, além desses elementos da fauna servirem como indicadores para a seleção de áreas prioritárias para conservação (São Paulo 1997). Excelentes bioindicadores, as aves ocupam variados ambientes e são em geral facilmente detectáveis pelos pesquisadores, o que faculta o uso de listagens desse grupo como uma das ferramentas para avaliação ambiental (Furness & Greenwood 1993).

Nesse sentido, o presente estudo teve por objetivo listar as aves com ocorrência recente dentro dos limites da Estação Ecológica de Itirapina, procurando destacar espécies endêmicas de cerrado e ameaçadas de extinção no estado de São Paulo. Adicionalmente, comparações avifaunísticas com outras áreas de cerrado e propostas para a conservação dessa Estação Ecológica e de suas aves também foram enfocadas.

Material e Métodos

1. Área de estudo

A Estação Ecológica de Itirapina (EEI) possui cerca de 2300 ha (Figura 1) e engloba os municípios de Itirapina e Brotas, entre 22° 12' 24" S e 47° 55' 46" W (extremo noroeste); 22° 11' 25" S e 47° 54' 30" W (extremo nordeste); 22° 15' 05" S e 47° 55' 32" W (extremo sudoeste); 22° 14' 45" S e 47° 51' 41" W (extremo sudeste). Campos sujos, campos cerrados e campos limpos predominam na paisagem da EEI, além de porções menores de cerrado sensu stricto, mata de galeria e brejos (Figura 2). Algumas porções dos campos limpos são alagáveis na estação chuvosa. Descrições mais detalhadas dos tipos fisionômicos de cerrado podem ser encontradas em Coutinho (1978) e Durigan et al. (2004). O entorno da EEI inclui monoculturas de *Eucalyptus* spp. e *Pinus* spp., cítricos, canavial, pasto e a represa do Lobo (ou do Broa), além de um remanescente de campo cerrado com cerca de 300 ha fazendo divisa ao leste-nordeste da EEI (Figura 1). A altitude varia de 720 a 750 m e o solo nas fisionomias mais secas (campos) é composto principalmente por areia (90%), enquanto nas áreas úmidas este apresenta 60-70% de silte ou argila (Brasileiro et al. 2005). O clima da região é do tipo Mesotérmico com uma estação seca pronunciada entre abril e setembro (pluviosidade média de 44,2 mm) e chuvosa entre outubro e março (média de 191,2 mm). Uma descrição mais detalhada sobre o clima da EEI pode ser encontrado em Brasileiro et al. (2005).

Neste estudo adotamos o termo Domínio do Cerrado para o conjunto de formações de cerrado juntamente com matas de galeria e outras fisionomias não relacionadas ao cerrado, mas que ocorrem junto deste (Coutinho 2006), não sendo, portanto, sinônimo de Bioma do cerrado, que se refere apenas às fisionomias do cerrado sensu lato, que vão de campos limpos até cerradão (Coutinho 1978, 2006).

Entre 1998 e 2007 foram realizadas tanto observações não sistematizadas como sistematizadas das aves dentro dos limites da EEI. As observações não sistematizadas envolveram o uso de trajetos percorridos principalmente a pé ou de carro em baixa velocidade, num total aproximado de 65 visitas e 580 horas. Os horários de observação concentraram-se entre 06:00 e 10:30 horas e 14:30 e 21:30 horas. Contudo, observações menos freqüentes também ocorreram entre 10:30 e 14:30 horas. Observações sistematizadas e quantitativas foram feitas no cerrado sensu lato entre 21 de agosto a 20 de dezembro de 2002, meses de atividade reprodutiva e ocorrência da maioria das espécies migrantes. A partir de 15 pontos fixos, dispostos sistematicamente a 400 m um do outro em meio aos campos e cerrados, foi possível totalizar 60 pontos com duração de 10 minutos e 60 pontos de 20 minutos, tendo sido os dados agrupados, totalizando 120 pontos avaliados. Cada um dos 15 pontos foi avaliado duas vezes por mês, oito no total, intercalando-se horários de visitas distintos para evitar sub ou sobre avaliação de determinado período por ponto. Usamos o índice pontual de abundância (IPA) adaptado de Blondel et al. (1981), diferindo no fato de contarmos todos os indivíduos vistos e/ou ouvidos em cada ponto. Os pontos tinham raio ilimitado, mas apenas dentro das fisionomias de cerrado e campo. O número de pontos por fisionomia correspondeu aproximadamente à representatividade nas mesmas na EEI: seis pontos em campo sujo, quatro em campo limpo, três em campo cerrado e dois em cerrado sensu stricto. Os horários usados foram 06:00-10:00 horas e 15:00-18:30 horas. Num mesmo período de amostragem (manhã ou tarde) a distância mínima entre pontos avaliados foi de 800 m.

Além de observações próprias do presente estudo, registros adicionais de aves não observadas pelos autores na EEI, mas relatados na literatura (Ragusa-Neto 1999, 2000, 2001, 2002, Willis 1995, 2004), também foram considerados. Utilizamos principalmente Willis

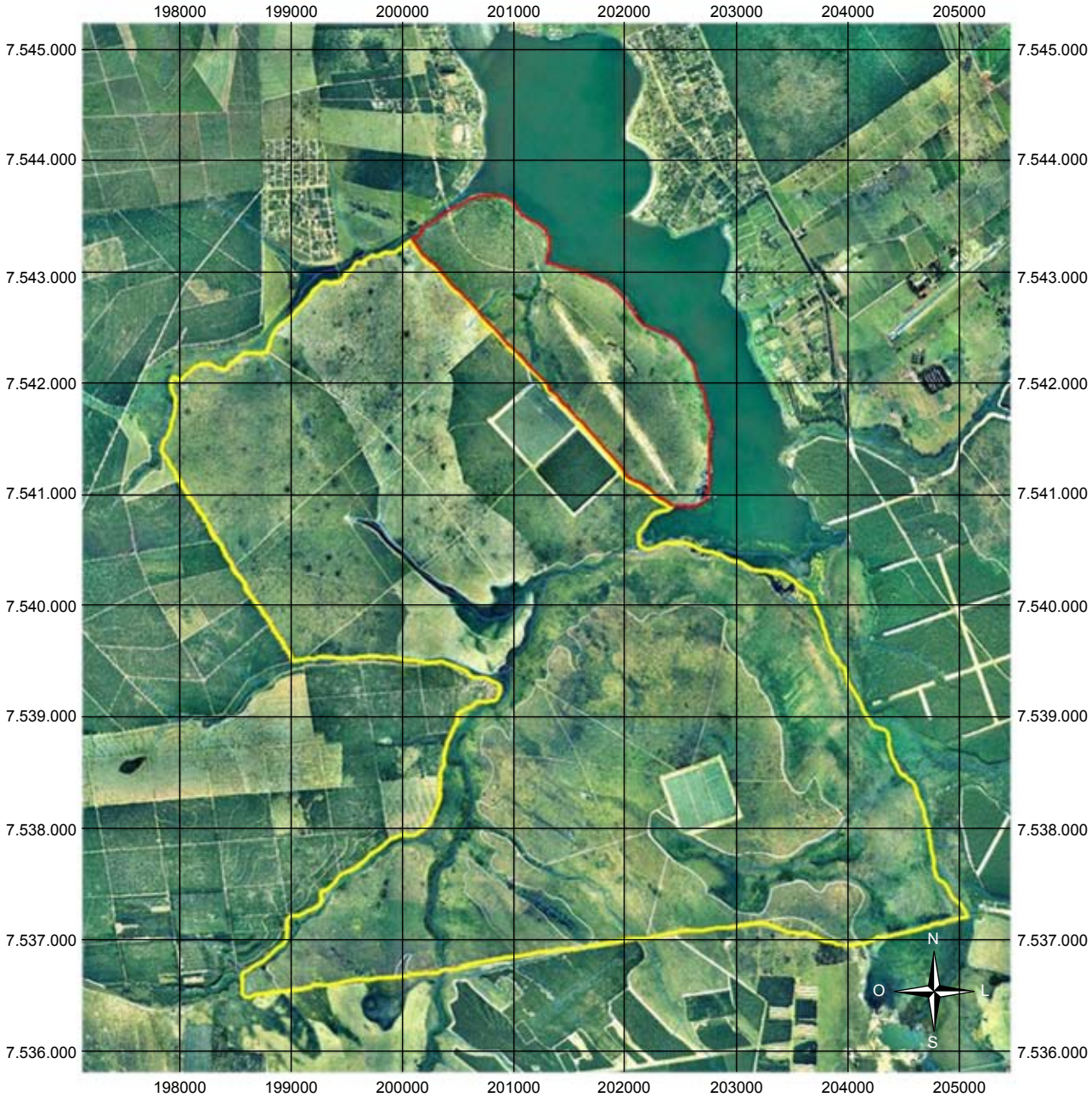


Figura 1. Estação Ecológica de Itirapina (limites em amarelo), nos municípios de Itirapina e Brotas, SP. Foto aérea de 2002. Datum Córrego Alegre, MG. Cada quadrícula representa 1 km^2. A área de cerrado ao nordeste da Estação pertence a USP campus São Carlos e está com seus limites em vermelho. Note a Represa do Broa ou do Lobo a nordeste da EEI. Fonte: Laboratório de Ecologia e Evolução de Vertebrados, IB-USP.

Figure 1. The Estação Ecológica de Itirapina (boundary in yellow) in the municipalities of Itirapina and Brotas, SP. Aerial photo from 2002. Datum Córrego Alegre, MG. The cerrado area north-east the station is property of Universidade de São Paulo - USP, campus São Carlos which boundary is in red. Note the Broa reservoir north-east the station. Adapted from Laboratório de Ecologia e Evolução de Vertebrados, IB-USP.

(2004), mas consideramos apenas os dados das áreas visitadas por este autor que englobavam a EEI, ou seja, áreas "B", "C", "F", e "G" que incluíam a metade sul da EEI, ao sul da Represa do Lobo, no município de Itirapina - SP (Figura 1 em Willis 2004). A identificação das espécies fundamentou-se na visualização com binóculos e/ou por meio das vocalizações que foram registradas através do uso de gravador Sony TCM-5000. Quando necessária a confirmação de identificações, literatura especializada foi consultada (Ridgely & Tudor 1989, 1994, Sick 1997, Erize et al. 2006).

A maior parte das observações foi realizada nas áreas de campo limpo, campo sujo e campo cerrado, ambientes que predominam na EEI. Matas de galeria e cerrado sensu stricto, por sua menor representatividade na área, além de brejos e corpos d'água, tiveram menor esforço de amostragem.

Para a determinação das aves ameaçadas em São Paulo e sua categorização utilizamos a lista do 1°. Workshop sobre Fauna Ameaçada do Estado (São Paulo 1998). Consideramos espécies endêmicas do domínio do Cerrado aquelas listadas por Silva & Bates (2002) mais as

Figura 2. a) Campo limpo na Estação Ecológica de Itirapina, SP, onde, em algumas áreas, com a estação das chuvas, podem surgir lagoas temporárias, b) Campo sujo, c) Campo cerrado, e d) Mata de galeria. © J.C. Motta-Junior.

Figure 2. a) "Campo limpo" (grassland) in the Estação Ecológica de Itirapina, SP, where in some sites temporay ponds are formed during rainy season, b) "Campo sujo" (shrubby grassland savannah), c) "Campo cerrado" (savannah), and d) Gallery forest. © J.C. Motta-Junior.

espécies sugeridas por Cavalcanti (1999) e Bagno & Marinho-Filho (2001), por avaliarmos como endêmicas aquelas que ocorrem exclusivamente no Cerrado, tanto na região nuclear como em seus enclaves. Julgamos ser esta definição mais usual, simples e objetiva que aquela proposta por Silva & Santos (2005), que excluiu algumas espécies com distribuição em áreas marginais do Cerrado.

A comparação entre áreas de cerrado quanto às freqüências absolutas de ocorrência de espécies de aves de acordo com sua dependência às matas de galeria (Silva 1995, Bagno & Marinho-Filho 2001) foi feita por meio de tabelas de contingência usando o teste G (Zar 1984).

Resultados e Discussão

1. As aves da EEI

Um total de 231 espécies de aves foi registrado para a EEI (Tabela 1), distribuídas em 21 ordens e 55 famílias, 22 das quais incluídas na Ordem Passeriformes. Esse número representa 27% do total de 856 espécies listadas para o domínio do Cerrado (Silva & Santos 2005) e 30% das 770 espécies registradas para o estado de São Paulo (Willis & Oniki 2003). Emberizidae e Tyrannidae, respectivamente com 22 e 34 espécies, foram as famílias dominantes. Como as matas de galeria e os ambientes aquáticos tiveram menor esforço amostral, com a continuidade das pesquisas na EEI, provavelmente mais espécies poderão ser registradas. Algumas das espécies observadas por Willis (2004) apenas no entorno da EEI, também, eventualmente com o tempo, poderão ser confirmadas para a presente lista.

Comparativamente ao cerrado como um todo (Silva 1995, Silva & Santos 2005) e ao Distrito Federal (Bagno & Marinho-Filho 2001), na EEI ocorrem relativamente menos aves dependentes de mata (nove espécies ou 4%) e mais aves independentes de mata (98 ou 42%). Em geral, o padrão da maioria das espécies ser semi-dependente e dependente de matas foi constatado para o cerrado como um todo (72%, Silva & Santos 2005), para o Distrito Federal (78%, Bagno & Marinho-Filho 2001) e para a EEI (54%, presente estudo, Tabela 1). Contudo, em relação ao Brasil e ao DF, na EEI houve proporcionalmente mais espécies independentes de matas e menos espécies associadas parcial ou totalmente às matas (tabela de contingência, $G = 31{,}32$; g.l. = 2; $p < 0{,}001$). Quando analisamos em um nível um pouco mais refinado, quanto ao uso de habitat segundo a classificação de Bagno & Marinho-Filho (2001), constatamos que proporcionalmente há maior riqueza de aves de campos e cerrados (c_1 e c_2, Tabela 1) na EEI que no Distrito Federal, fato contrário ao evidenciado para a riqueza de aves de florestas (f_1 e f_2) (tabela de contingência, $G = 25{,}98$; g.l. = 4; $p < 0{,}001$). Uma possível explicação para os resultados da dependência de mata pelas aves (sensu Silva & Santos 2005) e do uso de habitat (sensu Bagno & Marinho-Filho 2001) deriva do fato de haver pouquíssimas matas de galeria na EEI (<5% da área, M.A. Granzinolli, dados não publicados), em sua maioria muito estreitas e interrompidas em vários pontos provavelmente pelo efeito de queimadas. Acredita-se que se essas matas fossem

recompostas poderia haver maior chance de aumentar o número de espécies parcial ou sazonalmente usuárias desse ambiente (Cavalcanti 1992, Lins 1994, Bagno & Marinho-Filho 2001). Adicionalmente, a grande proporção de campos sujos e limpos na EEI (50-60% da área, M.A. Granzinolli, dados não publicados) também explica os maiores números de espécies independentes de mata nesta unidade de conservação.

Ao menos 40 espécies ou 17,3% da avifauna da EEI apresentam movimentos migratórios (Tabela 1), mostrando que esta unidade de conservação é importante ponto de passagem para estas aves. Algumas delas inclusive reproduzem na área, como *Tyrannus savanna*, *T. melancholichus*, *Elaenia chiriquensis* (Figura 3a), *Vireo olivaceus* e *Stelgidopteryx ruficollis*.

A amostragem nos pontos fixos realizada na estação reprodutiva de 2002 registrou um total de 96 espécies e 1940 contatos visuais e/ou auditivos nas fisionomias de cerrado da EEI (Tabela 2). Apenas onze espécies representaram 50% de todos os contatos, tendo IPA acima de 0,45: *Patagioenas picazuro*, *Melanopareia torquata* (Figura 3b), *Synallaxis albescens*, *Elaenia flavogaster*, *E. chiriquensis*, *Cypsnagra hirundinacea* (Figura 3c), *Zonotrichia capensis*, *Ammodramus humeralis*, *Emberizoides herbicola*, *Saltator atricollis* (Figura 3d) e *Volatinia jacarina* (Tabela 2).

2. Campo limpo e Campo sujo

A EEI apresenta um dos poucos campos limpos naturais que restam de todo o estado de São Paulo, o qual não tem sofrido freqüente ação do fogo como as outras fisionomias da EEI (Denise Zanchetta, Honório Fachim com. pessoal, obs. pessoal dos autores entre 1998 e 2007). Contudo, como o solo destes campos limpos é bastante arenoso e em algumas partes saturado de água na época chuvosa, não ocorreu adensamento de vegetação lenhosa, como seria de esperar pela ausência de fogo (Coutinho 1982). Na EEI esses campos fazem contato com brejos ou campos úmidos, além de boa parte dos mesmos apresentar saturação de água em seus solos na estação chuvosa. Os campos sujos situam-se em solos mais secos com ampla ocorrência de arbustos e subarbustos além do estrato herbáceo (Coutinho 1978). Grande parte das espécies ameaçadas ou endêmicas do cerrado foi registrada nessas fisionomias, como *Alectrurus tricolor* (Figura 4a), *Melanopareia torquata*, *Sporophila bouvreuil* (Figura 4b), *S. plumbea*, *Saltator atricollis* (Figura 3d) e os raros *Charitospiza eucosma* (Figura 4c), *Choriphaspiza melanotis*, *Culicivora caudacuta* (Figura 4d) e *Polystictus pectoralis* (Figura 5a). Com distribuição pouco conhecida no Brasil, *Asio flammeus* (Figura 5b) teve registros muito esporádicos, sugerindo deslocamentos migratórios (Edwin O. Willis, com. pessoal).

Em quase todas as visitas a EEI foi possível observar pequenos bandos de *Rhea americana* usando principalmente o campo sujo e o campo limpo. No entanto, há uma controvérsia sobre a origem destas, apesar de muito provavelmente ocorrerem na região antes da ocupação humana, de acordo com Yoshica Oniki (com. pessoal) houve uma reintrodução ou recolonização dessa espécie a partir dos anos 1950-1960. Entretanto, o importante é que há um bom tempo as emas

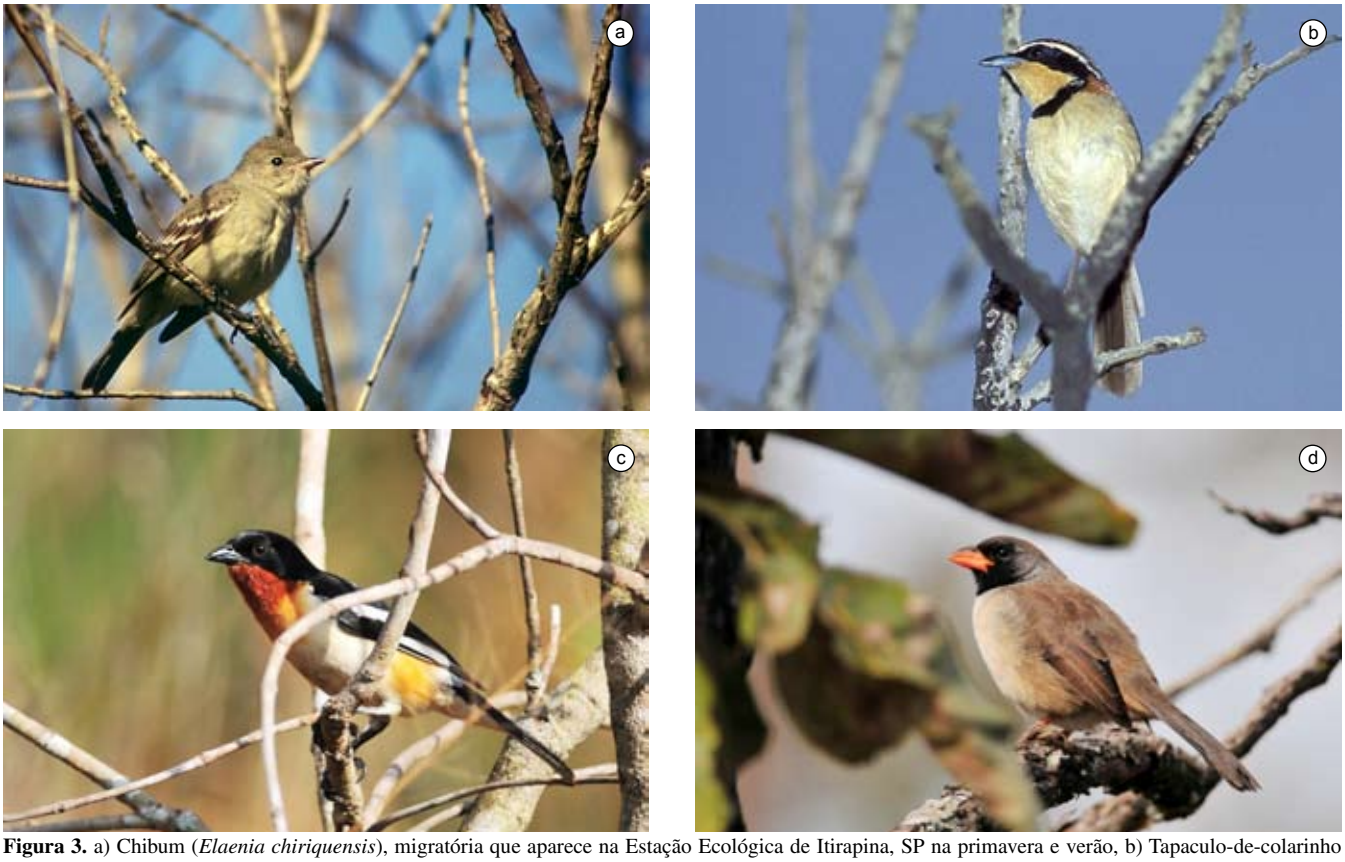


Figura 3. a) Chibum (*Elaenia chiriquensis*), migratória que aparece na Estação Ecológica de Itirapina, SP na primavera e verão, b) Tapaculo-de-colarinho (*Melanopareia torquata*), endêmica de cerrado, c) Bandoleta (*Cypsnagra hirundinacea*), endêmica de cerrado, e d) Bico-de-pimenta (*Saltator atricollis*), endêmica de cerrado. © J.C. Motta-Junior.

Figure 3. a) Lesser Elaenia (*Elaenia chiriquensis*), migrant living in the Estação Ecológica de Itirapina, SP, during spring and summer months, b) Collared Crescentchest (*Melanopareia torquata*), cerrado endemic species, c) White-rumped Tanager (*Cypsnagra hirundinacea*), cerrado endemic species, and d) Black-throated Saltator (*Saltator atricollis*), cerrado endemic species. © J.C. Motta-Junior.

Tabela 1. Lista das espécies registradas na Estação Ecológica de Itirapina, SP, com informações sobre abundância, hábitats usados, status de conservação no estado de São Paulo e dependencia de matas de galeria. Nomenclatura científica e popular segundo CBRO (2006).

Table 1. Bird species of Estação Ecológica de Itirapina, SP, including data on abundance, habitats, conservation status in state of São Paulo and dependence on gallery forests. Nomenclature according to CBRO (2006).

Família/Espécie	Nome comum	Abundância	Hábitat	Uso habitat	Dependência de mata galeria	Migração	Status
STRUTHIONIFORMES							
RHEIDAE							
Rhea americana	Ema	C	Cl, Cs, Cc	c_1	I	-	CP
TINAMIFORMES							
TINAMIDAE							
Crypturellus parvirostris	Inhambu-chororó	C	Cc, Cs, Cl	c_1	I	-	-
Rynchotus rufescens	Perdiz	C	Cs, Cl	c_1	I	-	-
Nothura maculosa	Codorna-amarela	R	Cc, Cs, Cl	c_1	I	-	-
Nothura minor [W#]	Codorna-mineira	R	Cl	c_1	I	-	CP/EN
ANSERIFORMES							
ANHIMIDAE							
Anhima cornuta	Anhuma	R	Mg, Aq	f_2	S	-	CP
ANATIDAE							
Dendrocygna viduata	Irerê	C	Aq	A	I	-	-
Amazonetta brasiliensis	Pé-vermelho	C	Aq	A	I	-	-
GALLIFORMES							
CRACIDAE							
Penelope superciliaris	Jacupemba	R	Mg, Cr	f_2	S	-	-
PODICIPEDIFORMES							
PODICIPEDIDAE							
Podilymbus podiceps	Mergulão-caçador	R	Aq	A	I	-	-
PELECANIFORMES							
PHALACROCORACIDAE							
Phalacrocorax brasilianus	Biguá	C	Aq	A	I	-	-
CICONIIFORMES							
ARDEIDAE							
Tigrisoma lineatum	Socó-boi	R	Aq	f_2	S	-	-
Bulbucus ibis	Garça-vaqueira	R	Cl, Cs, Aq, Cc	c_2	S	-	-
Butorides striata	Socozinho	C	Aq	a	I	-	-
Ardea cocoi	Garça-moura	R	Aq, Br	a	I	-	-
Ardea alba	Garça-branca-grande	C	Aq	a	I	-	-
Syrigma sibilatrix	Maria-faceira	C	Aq, Cs, Cl	c_2	I	-	-
Egretta thula	Garça-branca-pequena	C	Aq, Cs, Cl	a	I	-	-
THRESKIORNITHIDAE							
Mesembrinibis cayennensis	Coro-coró	R	Aq, Mg	f_2	S	-	-
Theristicus caudatus	Curicaca	R	S, Br	c_2	S	-	-
Platalea ajaja	Colhereiro	R	Br, Cl	a	I	-	-
CICONIIDAE							
Jabiru mycteria	Tuiuiú	R	Br, Aq	a	S	-	CP
CATHARTIFORMES							
CATHARTIDAE							
Cathartes aura	Urubu-cabeça-vermelha	C	S, Cl, Cs, Cc,Cr	c_2	S	-	-
Coragyps atratus	Urubu-de-cabeça-preta	C	S, Cl, Cs, Cc,Cr	c_2	S	-	-
Sarcoramphus papa	Urubu-rei	R	S, Cr	f_2	S	-	EP

Tabela 1. Continuação...

Família/Espécie	Nome comum	Abundância	Hábitat	Uso habitat	Dependência de mata galeria	Migração	Status
FALCONIFORMES							
PANDIONIDAE							
Pandion haliaetus	Águia-pescadora	R	Aq	a	I	M	PA
ACCIPITRIDAE							
Chondrohierax uncinatus[W]	Caracoleiro	R	Br	f_2	S	M	VU
Gampsonyx swainsonii	Gaviãozinho	R	Cs, Cl	c_2	S	-	-
Elanus leucurus	Gavião-peneira	R	S, Cc, Cs	c_1	I	-	-
Ictinia plumbea	Sovi	R	Mg, Cc	f_2	S	M	-
Accipiter superciliosus	Gavião-miudinho	R	Mg, Cc	f_2	S	-	-
Accipiter striatus[W]	Gavião-miudo	R	Mg	f_2	S	-	-
Buteogallus urubitinga	Gavião-preto	R	Mg, S	f_2	S	-	-
Heterospizias meridionalis	Gavião-caboclo	C	Cc, Cs, Mg, Cl	c_2	S	-	-
Harpyhaliaetus coronatus	Águia-cinzenta	R	Cs, Cc	c_2	S	-	CP
Rupornis magnirostris	Gavião-carijó	A	Mg, Cr, Cc, Pi	f_2	S	-	-
Buteo albicaudatus	Gavião-do-rabo-branco	R	Cc, Cs, S	c_1	I	-	-
FALCONIDAE							
Caracara plancus	Caracará	A	Cc, Cs, Cl, Mg,Pi,Cr	c_2	S	-	-
Milvago chimachima	Carrapateiro	A	Cc, Cl, Cs, Cr, Mg,Pi	c_2	S	-	-
Herpetotheres cachinnans	Acauã	C	Cc, Cs, Mg, Cl	f_2	S	-	-
Falco sparverius	Quiriquiri	C	Cc, Cs, Cl	c_1	I	-	-
Falco femoralis	Falcão-de-coleira	C	Cc, Cs, Cl, Cr	c_1	I	-	-
GRUIFORMES							
RALLIDAE							
Micropygia schomburgkii	Sanã-ocelada	R	Cl, Cs	c_1	I	-	VU
Aramides cajanea	Saracura-três-potes	R	Br, Mg	f_2	S	-	-
Amaurolimnas concolor[W]	Saracura-lisa	R	Mg, Br	f_1	D	-	-
Porzana albicolis	Sanã-carijó	A	Br, Cl, Aq	c_1	I	-	-
Pardirallus nigricans	Saracura-sanã	C	Aq	f_2	S	-	-
Gallinula chloropus	Frango-d'água-comum	C	Aq	a	I	-	-
Porphyrio martinica	Frango-d'água-azul	R	Aq	a	I	-	-
CARIAMIDAE							
Cariama cristata	Seriema	C	Cl, Cs, Cc	c_1	I	-	-
CHARADRIIFORMES							
CHARADRIIDAE							
Vanellus chilensis	Quero-quero	C	Cc, Cs, Cl	c_1	I	-	-
SCOLOPACIDAE							
Gallinago paraguaiae[W]	Narceja	R	Br	a	I	-	-
Gallinago undulata	Narcejão	R	Br, Cl	a	I	-	-
JACANIDAE						-	-
Jacana jacana	Jaçanã	C	Aq	a	I	-	-
COLUMBIFORMES							
COLUMBIDAE							
Columbina talpacoti	Rolinha-roxa	R	Cs, Cc, Cr	c_2	S	-	-
Columbina squammata	Rolinha-fogo-apagou	R	Cc	c_2	S	-	-
Patagioenas (=Columba) picazuro	Asa-branca	A	Cc, Cr, Mg, Pi	c_2	S	-	-

Tabela 1. Continuação...

Família/Espécie	Nome comum	Abundância	Hábitat	Uso habitat	Dependência de mata galeria	Migração	Status
Patagioenas(=Columba) cayennensis	Pomba-galega	R	Mg, Cr	f_2	S	-	-
Zenaida auriculata	Pomba-de-bando	C	Cc, Cs	c_1	I	-	-
Leptotila verreauxi	Juriti-pupu	C	Mg	f_2	S	-	-
PSITTACIFORMES							
PSITTACIDAE							
Aratinga leucophthalma	Periquitão-maracanã	R	Cc, S, Cr	f_2	S	-	-
Aratinga aurea	Periquito-rei	R	Cc	c_2	S	-	-
Forpus xanthopterygius	Tuim	R	Mg	f_2	S	-	-
Brotogeris chiriri	Periquito-de-encontro-amarelo	R	Cr, Cc	f_2	S	-	-
CUCULIFORMES							
CUCULIDAE							
Piaya cayana	Alma-de-gato	C	Mg, Cr	f_2	S	-	-
Crotophaga ani	Anu-preto	A	Cc, Cs	c_1	I	-	-
Guira guira	Anu-branco	A	Cc, Cs	c_1	I	-	-
Tapera naevia	Saci	C	Cr, Mg	f_2	S	-	-
STRIGIFORMES							
TYTONIDAE							
Tyto alba	Suindara, coruja-da-igreja	C	Pi, Cs, Cc, Cl	c_2	S	-	-
STRIGIDAE							
Megascops (=Otus) choliba	Corujinha-do-mato	A	Cr, Cc, Mg, Cs	c_2	S	-	-
Glaucidium brasilianum	Caburé	R	Mg	c_2	S	-	-
Athene cunicularia	Coruja-buraqueira	A	Cs, Cl, Cc	c_1	I	-	-
Rhinoptynx (=Asio) clamator	Coruja-orelhuda	R	Cc, Cs, Pi	c_2	S	-	-
Asio stygius	Mocho-diabo	R	Cs, Pi	c_2	S		VU
Asio flammeus	Mocho-dos-banhados	R	Cs, Cl, Br	c_1	I	M	PA
CAPRIMULGIFORMES							
NYCTIBIIDAE							
Nyctibius griseus	Mãe-da-lua	R	Cc	c_2	S	-	-
CAPRIMULGIDAE							
Nyctidromus albicollis	Bacurau	A	Cc, Cs, Cl	f_2	S	-	-
Caprimulgus parvulus	Bacurau-chintã	A	Cc, Cs	c_1	I	-	-
Hydropsalis torquata (=brasiliana)	Bacurau-tesoura	C	Cc, Cs	c_2	I	-	-
APODIFORMES							
APODIDAE							
Cypseloides fumigatus[W]	Taperuçu-preto	R	S	c_2	S	M	-
Cypseloides senex[W]	Taperuçu-velho	R	Cl, Cs	c_2	S	M	VU
Streptoprocne zonaris	Taperuçu-de-coleira-branca	R	Cl, Cs, Mg	c_2	S	-	-
Chaetura meridionalis	Andorinhão-do-temporal	R	Cl, S	c_2	S	M	-
TROCHILIDAE							
Phaethornis pretrei	Rabo-branco-acanelado	C	Mg, Cr	f_2	S	-	-
Eupetomena macroura	Beija-flor-tesoura	C	Cc, Cs, Mg	f_2	S	-	-
Aphantochroa cirrochloris	Beija-flor-cinza	R	Cr	f_2	S	-	-
Florisuga (=Melanotrochilus) fusca	Beija-flor-preto	R	Cr, Cc	f_2	S	-	-
Colibri serrirostris	Beija-flor-de-orelha-violeta	C	Cc, Cs, Mg	f_2	S	-	-
Chlorostilbon lucidus (=aureoventris)	Besourinho-de-bico-vermelho	C	Cc, Cs	f_2	S	-	-
Hylocharis chrysura	Beija-flor-dourado	C	Cc, Cr	f_2	S	-	-
Polytmus guainumbi[W]	Beija-flor-de-bico-curvo	R	Cs	c_2	S	M	-
Amazilia versicolor	Beija-flor-de-banda-branca	R	Cr	f_2	S	-	-
Amazilia lactea	Beija-flor-de-peito-azul	C	Mg	f_2	S	-	-
CORACIIFORMES							
ALCEDINIDAE							
Ceryle (=Megaceryle) torquatus	Martim-pescador-grande	C	Aq	a	I	-	-

Tabela 1. Continuação...

Família/Espécie	Nome comum	Abundância	Hábitat	Uso habitat	Dependência de mata galeria	Migração	Status
Chloroceryle amazona	Martim-pescador-verde	R	Aq	a	S	-	-
Chloroceryle americana	Martim-pescador-pequeno	R	Aq	a	S	-	-
GALBULIFORMES							
GALBULIDAE							
Galbula ruficauda	Ariramba-de-cauda-ruiva	C	Mg, Cr	f_2	S	-	-
BUCCONIDAE							
Nystalus chacuru	João-bobo	C	Cs, Cc	c_1	I	-	-
PICIFORMES							
RAMPHASTIDAE							
Ramphastos toco	Tucanuçu	R	Cc, Mg	c_2	S	-	-
PICIDAE							
Picumnus albosquamatus	Pica-pau-anão-escamado	C	Mg, Cr	f_2	S	-	-
Melanerpes candidus	Birro, pica-pau-branco	C	Cc	c2	S	-	-
Picoides mixtus	Pica-pau-chorão	R	Cr, Cc	c_1	I	-	CP
Veniliornis passerinus	Pica-pauzinho-anão	C	Cr, Mg	f_2	S	-	-
Colaptes melanochloros	Pica-pau-verde-barrado	R	Cr, Cc	c_2	S	-	-
Colaptes campestris	Pica-pau-do-campo	A	Cc, Cs, Cl	c_1	I	-	-
Dryocopus lineatus	Pica-pau-de-banda-branca	R	Mg, Cr, Cc	c_2	S	-	-
PASSERIFORMES							
MELANOPAREIIDAE							
Melanopareia torquata	Tapaculo-de-colarinho	A	Cc, Cs, Cl	c_1	I	-	EP/EN
THAMNOPHILIIDAE						-	-
Taraba major	Choró-boi	R	Mg	f_2	S	-	-
Thamnophilus doliatus	Choca-barrada	C	Mg, Cr	f_2	S	-	-
Thamnophilus caerulescens	Choca-da-mata	C	Mg	f_1	D	-	-
Thamnophilus torquatus	Choca-de-asa-vermelha	R	Cc, Br	c_2	S	-	-
Thamnophilus ruficapillus	Choca-de-chapéu-vermelho	R	Mg	f_2	S	-	-
Formicivora rufa	Papa-formiga-vermelho	R	Cs, Cc	c_1	I	-	-
CONOPOPHAGIDAE							
Conopophaga lineata	Chupa-dente	R	Mg	f_1	D	-	-
SCLERURIDAE							
Geositta poeciloptera[W#]	Andarilho	R	Cs, Cl	c_1	I	-	PE/EN
DENDROCOLAPTIDAE							
Lepidocolaptes angustirostris	Arapaçu-do-cerrado	R	Cr, Cc	c_2	S	-	-
FURNARIIDAE							
Furnarius rufus	João-de-barro	C	Cc, Cs, Mg	c_2	S	-	-
Synallaxis frontalis	Petrim	R	Cr	f_2	S	-	-
Synallaxis albescens	Uí-pi	A	Cs, Cc, Cl	c_1	I	-	-
Synallaxis spixi	João-teneném	R	Cs	f_2	S	-	-
Cranioleuca vulpina	Arredio-do-rio	C	Mg	f_2	I	-	-
Certhiaxis cinnamomeus	Curutié	R	Br	a	I	-	-
Phacellodomus ferrugineigula[W]	João-botina-do-brejo	R	Br, Mg	f_2	S	-	-
Anumbius annumbi[W]	Cochicho	R	Cs	c_1	I	-	-
Hylocryptus (=Automolus) rectirostris	Fura-barreira	R	Mg	f_1	D	-	VU/EN
TYRANNIDAE							
Hemitriccus margaritaceiventer	Sebinho-de-olho-de-ouro	R	Cr	f_2	S		
Todirostrum cinereum	Ferreirinho-relógio	R	Cr, Mg	f_2	S	-	-
Elaenia flavogaster	Guaracava-de-barriga-amarela	A	Cc, Cr, Mg	f_2	S		
Elaenia mesoleuca	Tuque	R	Mg, Cr	f_2	S	M	-
Elaenia cristata	Guaracava-de-topete	R	Cc, Cr	c_2	S	-	VU
Elaenia chiriquensis	Chibum	A	Cc, Cr, Cs	c_1	I	M	-
Elaenia obscura	Tucão	R	Cr, Mg	f2	S	-	-
Elaenia parvirostris[W]	Guaracava-de-bico-curto	R	Mg	f_2	S	M	-
Camptostoma obsoletum	Risadinha	C	Cc, Cr, Cs, Mg	c_2	S	-	-
Suiriri suiriri	Suiriri-cinzento	R	Cc, Cr	c_2	S	-	-
Serpophaga subcristata	Alegrinho	R	Cc, Cs	c_2	S	-	-

Tabela 1. Continuação...

Família/Espécie	Nome comum	Abundância	Hábitat	Uso habitat	Dependência de mata galeria	Migração	Status
Serpophaga nigricans[W]	João-pobre	R	Br	c_2	I	-	-
Polystictus pectoralis	Papa-mosca-canela	R	Cl, Cs	c_1	I	-	CP
Culicivora caudacuta	Papa-mosca-do-campo	R	Cl, Cs	c_1	I	-	EP
Myiophobus fasciatus	Filipe	C	Mg, Cc	c_2	S	-	-
Lathrothricus euleri	Enferrujado	R	Mg	f_1	D	-	-
Satrapa icterophrys[W]	Suiriri-pequeno	R	Mg	f_2	S	-	-
Xolmis cinereus	Primavera	C	Cc, Cs, Cl	c_1	I	M	-
Xolmis velatus	Noivinha-branca	R	Cs	c_1	I	M	-
Gubernetes yetapa	Tesoura-do-brejo	C	Br, Cl, Cs	c_2	I	-	-
Arundinicola leucocephala	Freirinha	R	Br	a	I	-	
Alectrurus tricolor	Galito	C	Cl, Cs	c_1	I	M*	CP
Machetornis rixosa	Suiriri-cavaleiro	R	Cs	c_1	I		-
Myiozetetes similis	Bentevizinho-penacho-vermelho	R	Mg	f_2	S	M	-
Pitangus sulphuratus	Bem-te-vi	C	Mg, Cc, Cr	f_2	S	-	-
Myiodynastes maculatus	Bem-te-vi-rajado	R	Mg	f_2	S	M	-
Megarynchus pitangua	Bem-te-vi-de-bico-chato, neinei	C	Mg, Cr	f_2	S	-	-
Empidonomus varius	Peitica	R	Mg, Cr	f_2	S	M	-
Tyrannus albogularis	Suiriri-de-garganta-branca	R	Cc, Cr	f_2	S	M	-
Tyrannus melancholicus	Suiriri	A	Cc, Cr, Mg, Cs	c_2	S	M	-
Tyrannus savana	Tesourinha	C	Cc, Cs, Cl	c_2	S	M	-
Myiarchus swainsoni	Irrê	R	Cc	f_2	S	M	-
Myiarchus ferox	Maria-cavaleira	C	Cc, Cr, Cs	f_2	S	-	-
Myiarchus tyrannulus	Maria-de-rabo-enferrujado	C	Cs, Cc, Cr	c_2	S	-	-
PIPRIDAE							
Antilophia galeata	Soldadinho	R	Mg	f_1	D	-	EP/ EN
VIREONIDAE							
Cyclarhis gujanensis	Pitiguari	C	Mg, Cr, Cc	f_2	S	-	-
Vireo olivaceus	Juruviara	C	Mg, Cr	f_2	S	M	-
Hylophilus amaurocephalus	Vite-vite-de-olho-cinza	R	Mg	f_1	D	-	-
CORVIDAE							
Cyanocorax cristatellus	Gralha-do-campo	C	Cc, Cr, Mg, Pi	c_2	S	-	EN
Cyanocorax chrysops	Gralha-picaça	R	Cr	f_2	S	-	-
HIRUNDINIDAE							
Tachycineta albiventer	Andorinha-do-rio	R	Aq	a	I	-	-
Tachycineta leucorrhoa	Andorinha-de-sobre-branco	R	Cs	c_1	I	-	-
Progne tapera	Andorinha-do-campo	C	Cl, S	c_1	I	M	-
Progne chalybea	Andorinha-doméstica-grande	R	Cs, S	c_1	I	M	-
Pygochelidon cyanoleuca	Andorinha-pequena-de-casa	C	Cl, Cs, S	c_1	I	-	-
Alopochelidon fucata	Andorinha-morena	C	Cs, Cl, S	c_1	I		PA
Stelgidopteryx ruficollis	Andorinha-serradora	C	Cs, Cc, Cl, S	c_1	I	M	-
Hirundo rustica[W]	Andorinha-de-bando	R	Cl, S	c_1	I	M	-
Petrochelidon pyrrhonota[W]	Andorinha-de-dorso-acanelado	C	Cl, S	c_1	I	M	-
TROGLODYTIDAE							
Troglodytes musculus	Corruíra	C	Cc, Cs	c_2	I	-	-
DONACOBIIDAE						-	-
Donacobius atricapilla	Japacanim	R	Br	a	I	-	-
TURDIDAE						-	-
Turdus rufiventris	Sabiá-laranjeira	R	Mg, Cr	f_2	S	-	-
Turdus leucomelas	Sabiá-barranco	C	Mg, Cr, Cc, Pi	f_2	S	-	-
Turdus amaurochalinus	Sabiá-poca	R	Cr, Mg	f_2	S	M	-
MIMIDAE						-	-
Mimus saturninus	Sabiá-do-campo	A	Cs, Cl, Cc	c_2	I	-	-
MOTACILLIDAE						-	-
Anthus lutescens	Caminheiro-zumbidor	R	Cl	c_1	I	-	-

Tabela 1. Continuação...

Família/Espécie	Nome comum	Abundância	Hábitat	Uso habitat	Dependência de mata galeria	Migração	Status
Anthus nattereri[W]	Caminheiro-grande	R	Cl, Br	c_1	I	-	CP
COEREBIDAE							
Coereba flaveola	Cambacica	R	Mg, Cr	f_2	S	-	-
THRAUPIDAE							
Schistochlamys melanopis[W]	Sanhaçu-de-coleira	R	Mg	c_2	S	-	CP
Schistochlamys ruficapillus	Bico-de-veludo	R	Cc, Cs, Mg	c_1	I	-	
Neothraupis fasciata	Tiê-do-cerrado, cigarra-do-campo	C	Cc, Cs	c_1	I	-	EP/EN
Nemosia pileata	Saíra-de-chapéu-preto	R	Cr	f_2	S	-	-
Thlypopsis sordida	Saí-canário	C	Mg	f_2	S	-	-
Cypsnagra hirundinacea	Bandoleta	A	Cc, Cs	c_1	I	-	EP/EN
Piranga flava	Sanhaçu-de-fogo	R	Cc, Cr, Mg	c_2	S	-	-
Ramphocelus carbo	Pipira-vermelha	C	Mg	f_2	S	-	-
Thraupis sayaca	Sanhaçu-cinzento	C	Mg, Cr, Cc	f_2	S	-	-
Tangara cayana	Saíra-amarela	C	Mg, Cr	f_2	S	-	-
Dacnis cayana	Saí-azul	R	Mg, Cr	f_2	S	-	-
Conirostrum speciosum	Figuinha-de-rabo-castanho	R	Mg, Cr	f_2	S	-	-
EMBERIZIDAE							
Zonotrichia capensis	Tico-tico	A	Cc, Cs, Cl	c_2	S	-	-
Ammodramus humeralis	Tico-tico-do-campo	C	Cs, Cl, Cc	c_1	I	-	-
Sicalis citrina	Canário-rasteiro	C	Cs, Cc	c_1	I	-	PA
Sicalis flaveola	Canário-da-terra-verdadeiro	R	Cl	c_1	I	-	-
Sicalis luteola (=luteoviridis)	Tipio	C	Cl, Cs	c_1	I	M	-
Emberizoides herbicola	Canário-do-campo	A	Cs, Cl	c_1	I	-	-
Emberizoides ypiranganus	Canário-do-brejo	R	Cl, Br	c_1	I	-	EP
Volatinia jacarina	Tiziu	A	Cc, Cs, Cl	c_1	I	-	-
Sporophila plumbea	Patativa	R	Cl	c_1	I	M	EP
Sporophila lineola	Bigodinho	R	Cs, Cl	c_2	I	M	-
Sporophila caerulescens	Coleirinho	A	Cc, Cs, Cl	c_2	I	M	-
Sporophila leucoptera	Chorão	C	Cs, Br	c_2	I		
*Sporophila bouvreuil***	Caboclinho	R	Cl	c_1	I	M	CP
Sporophila hypoxantha[W]	Caboclinho-de-barriga-vermelha	R	Cs, Cl	c_2	I	M	
Sporophila ruficollis[W]	Caboclinho-de-papo-escuro	R	Cs, Cl	c_2	I	M	CP
Spororphila palustris[W]	Caboclinho-de-papo-branco	R	Br, Cl	c_2	I	M	CP
Sporophila cinnamomea[W]	Caboclinho-de-chapéu-cizento	R	Cs, Cl	c_2	I	M	CP
Sporophila melanogaster[W]	Caboclinho-de-barriga-preta	R	Cs, Cl	c_2	I	M	-
Arremom flavirostris	Tico-tico-de-bico-amarelo	C	Mg	f_1	D	-	-
Charitospiza eucosma	Mineirinho	R	Cl	c_1	I	-	EP/EN
Coryphaspiza melanotis	Tico-tico-de-máscara-negra	R	Cl	c_1	I	-	CP
Coryphospingus cucullatus	Tico-tico-rei	C	Cr, Cs	f_2	S	-	-
CARDINALIDAE						-	-
Saltator similis	Trinca-ferro-verdadeiro	R	Mg, Cr	f_2	S	-	-
Saltator atricollis	Bico-de-pimenta	A	Cc, Cs	c_1	I	-	VU/ EN
PARULIDAE							
Parula pitiayumi	Mariquita	R	Mg	f_2	S	-	-
Geothlypis aequinoctialis	Pia-cobra	C	Cc, Mg, Cs	c_2	S	-	-
Basileuterus hypoleucus	Pula-pula-de-barriga-branca	R	Mg	f_2	S	-	-

Tabela 1. Continuação...

Família/Espécie	Nome comum	Abundância	Hábitat	Uso habitat	Dependência de mata galeria	Migração	Status
Basileuterus flaveolus	Canário-do-mato	R	Cr, Mg	f_2	S	-	-
Basileuterus leucophrys	Pula-pula-de-sobrancelha	R	Mg	f_1	D	-	VU/ EN
ICTERIDAE							
Icterus cayanensis	Encontro	R	Mg, Br	f_2	S	-	-
Gnorimopsar chopi	Graúna, pássaro-preto	R	Cc	c_2	S	-	-
Pseudoleistes guirahuro	Chopim-do-brejo	A	Cl, Br	c_2	I	-	-
Molothrus bonariensis	Chopim, vira-bosta	R	Cs	c_2	I	-	-
Sturnella (=Leistes) superciliaris[W]	Polícia-inglesa-do-sul	R	Cl, Br	c_1	I	M	-
FRINGILLIDAE							
Carduelis magellanica	Pintassilgo	R	Cc	c_2	S	M	-
Euphonia chlorotica	Fim-fim	R	Mg	f_2	S	-	-

Abundância: A – abundante, ave registrada em mais de ¾ das visitas e/ ou muito numerosa; C – comum, registrada entre ¼ e ¾ das visitas; R – rara, registrada em menos de ¼ das visitas e/ou pouco numerosa.

Hábitat onde registrada: Mg – Mata de galeria; Cl – campo limpo;Cs – campo sujo; Cc – campo cerrado; Cr – cerrado sensu stricto; Br – brejos, e campos alagáveis; Aq – corpos d'água; Pi – plantios de Pinus spp.; S - sobrevoando.

Uso de hábitat, de acordo com proposta de Bagno & Marinho-Filho (2001): a – aquáticas; c_1 – exclusivamente em áreas campestres e cerrados; c_2 – essencialmente em áreas campestres e cerrados; f_1 – exclusivamente em matas ou cerradões; f_2 – essencialmente em matas ou cerradões.

Dependência a matas de galeria segue Silva (1995) e Bagno & Marinho-Filho (2001). Para espécies não listadas por estes baseamos a classificação em nossas observações de campo. I – independente; S – semi-dependente; D – dependente.

Migração: apresentando algum tipo de deslocamento/migração na área, segundo observações próprias e Willis (2004).

Status no estado de São Paulo (seg. São Paulo 1998) e endemismo no domínio do Cerrado (seg. Cavalcanti 1999 e Silva & Santos 2005):
PE – provavelmente extinta; CP – criticamente em perigo; EP – em perigo; VU – vulnerável; PA – provavelmente ameaçada; EN – endêmica do cerrado.

[W] Espécies com registros recentes dentro dos limites da EEI obtidos exclusivamente do estudo de Willis (2004); [#] Possivelmente extinta no local (último registro há mais de 20 anos); * Nos meses secos migra para o sul (Luis F. Silveira, com. pessoal); ** Trata-se da subespécie *S. b. pileata* (Figura 4b).

Abundance: A – abundant, bird reported in more than ¾ of visists; C – common, reported between ¼ and ¾ of all visits; R – rare, observed in less than ¼ of visits.

Habitat: Mg – gallery forest; Cl – "campo limpo" (grassland savannah); Cs – "campo sujo" (shrubby grassland savannah); Cc – "campo cerrado" (savannah); Cr – "cerrado" sensu strictu (woodland savannah); Br – marsh and wet grasslands; Aq – reservoirs and streams; Pi – pine plantations; S – soaring.

Habitat use according to Bagno & Marinho-Filho (2001): a – aquatic; c_1 – exclusively in open areas (grasslands and savannahs); c_2 – essentially in open areas; f_1 - exclusively in forests; f_2 – essentially in forests.

Dependency to gallery forests according to Silva (1995) and Bagno & Marinho-Filho (2001). Species not listed by these authors are classified after our field observations. I – independent; S – semi-dependent; D – dependent.

Migration: birds presenting some type of movement/migration in the region according to our field observations and Willis (2004).

Status in the state of São Paulo (São Paulo 1998) and endemism in the Cerrado Region (see Cavalcanti 1999 e Silva & Santos 2005): PE – probably extint; CP – critically endangered; EP – endangered; VU – vulnerable; PA – probably threatened; EN – endemic of cerrado.

[W] – Bird species with recent observations inside EEI, but exclusively reported by Willis (2004); # Possibly extint in the EEI (last report more than 20 years ago); * in the driest months migrates to south Brazil (Luis F. Silveira, com. pessoal); ** subspecies S. b. pileata (Figure 4b).

sobrevivem e se reproduzem naturalmente na EEI, aparentemente um dos últimos redutos naturais do estado, ao lado da Estação de Águas de Santa Bárbara (Willis & Oniki 1981, JCMJ registro de campo), onde ainda se encontra esta espécie.

Outras espécies características desses campos incluem *Cariama cristata*, *Rhynchotus rufescens* e *Micropygia schomburgkii*. Esta última teve os registros mais recentes (2002-2004) feitos no campo sujo por meio duas capturas em armadilhas para pequenos mamíferos (Figura 5c) e também em fezes do lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) entre 1998 e 2002 (Bueno et al. 2002), o que confirma esta pequena ave terrícola como um elemento da dieta desse canídeo no cerrado (Motta-Junior 1991).

Vale destacar que outras duas aves muito raras (ameaçadas em São Paulo) e típicas de campos limpos, *Nothura minor* e *Anthus nattereri*, estão mais associadas a campos úmidos, e apesar de registradas no passado na região de Itirapina (Willis 1995), não têm sido observadas recentemente (Willis 2004 e presente estudo). Por outro lado, Willis (2004) menciona que *Micropygia schomburgkii*, *Charitospiza eucosma* e *Coryphaspiza melanotis* desapareceram da área, porém, pudemos detectar as mesmas entre 2002-2005.

3. Campo Cerrado e Cerrado sensu stricto (s.s.)

Nessas fisionomias há maior quantidade de espécies arbóreas, em especial no cerrado s.s. que apresenta a maior densidade de árvores, propiciando o aparecimento de muitas espécies que as utilizam para abrigo, forrageamento e local de nidificação, como *Elaenia obscura*, *Cyanocorax cristatellus*, e até mesmo pássaros que podem freqüentar as matas, como *Turdus leucomelas*, *Cyclarhis gujanensis*,

Figura 4. a) Galito (*Alectrurus tricolor*) fêmea ou macho subadulto (veja Ridgely & Tudor 1989), b) Caboclinho (*Sporophila bouvreuil pileata*), c) Fêmea de Mineirinho (*Charitospiza eucosma*), endêmico de cerrados abertos e raramente visto na EEI, como nesta foto de fevereiro de 2002, e d) Papa-mosca-do-campo (*Culicivora caudacuta*), em perigo no estado de São Paulo. © J.C. Motta-Junior.

Figure 4. a) Cock-tailed Tyrant (*Alectrurus tricolor*), female or subadult male (see Ridgely & Tudor 1989), b) Capped Seedeater (*Sporophila bouvreuil pileata*), c) Coal-crested Finch (*Charitospiza eucosma*) female, an open cerrado endemic species rarely observed in the EEI, as in this photo of February 2002, and d) Sharp-tailed Tyrant (*Culicivora caudacuta*), endangered in the state of São Paulo. © J.C. Motta-Junior.

Tangara cayana e *Thraupis sayaca*. *Hemitriccus margaritaceiventer* só foi encontrado no estrato médio e baixo do cerrado s.s.. Dentro dos limites da EEI esta fisionomia de cerrado é relativamente rara. Uma área vizinha e contígua a EEI (Figura 1), sob administração da Universidade de São Paulo, apresenta cerca de 300 ha, parte considerável dela constituída de campo cerrado e cerrado s.s., o que deve possibilitar o intercâmbio e fluxo das aves dessas fisionomias entre as duas áreas.

4. Mata de galeria

Apesar de ser uma das fisionomias vegetais menos comuns dentro da EEI, as matas de galeria representam um importante hábitat para muitas espécies de aves. Algumas espécies são características dos cerrados e utilizam as matas de galeria esporadicamente. Já foi demonstrado para o domínio do Cerrado que existe uma migração local e sazonal de aves entre as matas de galeria e as áreas de cerrado (Cavalcanti 1992, Lins 1994). Assim, espécies como *Colibri serrirostris*, *Cyanocorax cristatellus* e *Elaenia flavogaster*, podem ser encontradas eventualmente nas matas. Esse grupo de espécies, geralmente é formado por aves mais generalistas e pouco exigentes, de forma que as condições da mata de galeria não importam muito, sendo que podem utilizar mesmo matas bastante degradadas. Ao contrário, muitas espécies observadas nas matas de galeria de Itirapina são completamente dependentes dessas formações para a sobrevivência como *Cranioleuca vulpina* e *Arremon flavirostris*. Três espécies registradas nessas matas merecem destaque: *Antilophia galeata*, *Hylocryptus rectirostris* e *Basileuterus leucophrys* (Figura 5d) que são exclusivas das matas de galeria do domínio do Cerrado, sendo consideradas como estritamente endêmicas dessas formações (Silva & Bates 2002). Estas três espécies também são consideradas ameaçadas de extinção no estado de São Paulo (São Paulo 1998). Desse modo, além de abrigar e proteger uma comunidade de aves típicas de campos naturais, praticamente única no estado de São Paulo, a ocorrência de espécies ameaçadas características de matas de galeria na EEI aumenta ainda mais a importância da reserva em termos de conservação.

5. Lagoas temporárias

Da metade ao final da época chuvosa, entre dezembro e março, dependendo da pluviosidade no período, algumas lagoas temporárias se formam nas áreas de campo limpo representando um importante local de alimentação para algumas aves associadas a ambientes aquáticos, como *Porzana albicollis* e *Gallinago undulata*. Dependendo do nível da água nessas lagoas, no final da estação chuvosa pode ser observada uma das espécies mais raras na EEI, *Jabiru mycteria*. Essa espécie foi registrada geralmente solitária ou em pequenos grupos, sempre nas primeiras horas da manhã ou no final do dia. Em uma única ocasião (março 2003), foi observado um grupo com pelo menos 12 indivíduos. Além de *J. mycteria*, quando estas lagoas estão cheias podem ser observados com freqüência bandos de *Dendrocygna viduata* e

Tabela 2. Espécies registradas nos pontos de escuta dispostos no cerrado sensu lato da Estação Ecológica de Itirapina, SP, entre agosto e dezembro de 2002. Estão incluídas informações sobre fisionomias usadas e índices pontuais de abundância (IPAs). Abreviaturas de fisionomias de cerrado segundo Tabela 1.

Table 2. Bird species detected in point counts set in the grasslands and savannahs of Estação Ecológica de Itirapina, SP in August-December 2002, including data on use of cerrado physiognomies and the French Indice Ponctuel d'Abondance (IPA). Abbreviations for cerrado physiognomies after Table 1.

Espécies	Número de contatos			IPA
	Cl/Cs	Cc/Cr	Total	
*Rhea americana**	9	-	9	0,075
Crypturellus parvirostris	14	11	25	0,208
Rynchotus rufescens	22	12	34	0,283
Nothura maculosa	1	-	1	0,008
Rupornis magnirostris	-	3	3	0,025
Buteo albicaudatus	5	3	8	0,067
Caracara plancus	10	1	11	0,092
Milvago chimachima	-	4	4	0,033
Herpetotheres cachinnans	1	-	1	0,008
Falco femoralis	5	3	8	0,067
Porzana albicolis	40	5	45	0,375
Cariama cristata	6	4	10	0,083
Vanellus chilensis	3	3	6	0,050
Columbina talpacoti	-	1	1	0,008
Patagioenas (=Columba) picazuro	26	37	63	0,525
Patagioenas(=Columba) cayennensis	1	-	1	0,008
Zenaida auriculata	7	13	20	0,167
Leptotila verreauxi	-	2	2	0,017
Crotophaga ani	1	-	1	0,008
Guira guira	-	3	3	0,025
Tapera naevia	7	5	12	0,100
Athene cunicularia	1	2	3	0,025
Chaetura meridionalis	6	1	7	0,058
Eupetomena macroura	1	7	8	0,067
Colibri serrirostris	7	4	11	0,092
Chlorostilbon lucidus (=aureoventris)	1	-	1	0,008
Hylocharis chrysura	-	18	18	0,150
TROCHILIDAE spp. não id.	11	9	20	0,167
Galbula ruficauda	-	6	6	0,050
Nystalus chacuru	15	4	19	0,158
Melanerpes candidus	-	3	3	0,025
*Picoides mixtus**	-	2	2	0,017
Colaptes campestris	23	4	27	0,225
*Melanopareia torquata***	92	20	112	0,933
Thamnophilus doliatus	4	5	9	0,075
Thamnophilus ruficapillus	9	1	10	0,083
Formicivora rufa	2	-	2	0,017
Lepidocolaptes angustirostris	-	3	3	0,025
Synallaxis frontalis	1	1	2	0,017
Synallaxis albescens	52	12	64	0,533
Synallaxis spixi	1	-	1	0,008
Hemitriccus margaritaceiventer	-	7	7	0,058
Todirostrum cinereum	1	2	3	0,025
Elaenia flavogaster	29	36	65	0,542
Elaenia mesoleuca	-	2	2	0,017

Tabela 2. Continuação...

Espécies	Número de contatos			IPA
	Cl/Cs	Cc/Cr	Total	
*Elaenia cristata**	2	-	2	0,017
Elaenia chiriquensis	33	49	82	0,683
Elaenia obscura	-	7	7	0,058
Camptostoma obsoletum	7	15	22	0,183
Serpophaga subcristata	1	7	8	0,067
*Polystictus pectoralis**	3	-	3	0,025
*Culicivora caudacuta**	32	-	32	0,266
Myiophobus fasciatus	5	3	8	0,067
Xolmis cinereus	9	3	12	0,100
Gubernetes yetapa	20	-	20	0,167
*Alectrurus tricolor**	10	-	10	0,083
Pitangus sulphuratus	-	7	7	0,058
Empidonomus varius	-	5	5	0,042
Tyrannus melancholicus	2	25	27	0,225
Tyrannus savana	20	22	42	0,350
Myiachus swainsoni	-	3	3	0,025
Myiachus ferox	3	2	5	0,042
Myiarchus tyrannulus	1	11	12	0,100
Cyclarhis gujanensis	1	11	12	0,100
Vireo olivaceus	-	2	2	0,017
Cyanocorax cristatellus+	17	20	37	0,308
Pygochelidon cyanoleuca	15	15	30	0,250
*Alopochelidon fucata**	11	2	13	0,108
Stelgidopteryx ruficollis	8	1	9	0,075
Troglodytes musculus	11	25	36	0,300
Turdus leucomelas	-	14	14	0,117
Turdus amaurochalinus	-	8	8	0,067
Mimus saturninus	18	12	30	0,250
Schistochlamys ruficapillus	3	7	10	0,083
*Neothraupis fasciata***	25	6	31	0,258
Nemosia pileata	-	1	1	0,008
*Cypsnagra hirundinacea***	75	19	94	0,783
Thraupis sayaca	-	27	27	0,225
Tangara cayana	-	25	25	0,208
Zonotrichia capensis	37	34	71	0,592
Ammodramus humeralis	49	8	57	0,475
*Sicalis citrina**	4	1	5	0,042
Emberizoides herbicola	161	13	174	1,450
*Emberizoides ypiranganus**	22	-	22	0,183
Volatinia jacarina	85	27	112	0,933
*Sporophila plumbea**	2	-	2	0,017
Sporophila lineola	1	-	1	0,008
Sporophila caerulescens	6	6	12	0,100
*Sporophila bouvreuil pileata**	6	-	6	0,050
Coryphospingus cucullatus	1	15	16	0,133
Saltator similis	-	2	2	0,017

Tabela 2. Continuação...

Espécies	Número de contatos			
	Cl/Cs	Cc/Cr	Total	IPA
*Saltator atricollis***	56	20	76	0,633
Geothlypis aequinoctialis	2	6	8	0,067
Basileuterus flaveolus	-	5	5	0,042
Gnorimopsar chopi	-	1	1	0,008
Pseudoleistes guirahuro	11	-	11	0,092
Totais	1189	751	1940	-

(+) espécie endêmica de cerrado; (*) ameaçada em São Paulo); (**) endêmica de cerrado e ameaçada em São Paulo.

(+) endemic species in the cerrado; (*) threatened with extinction in São Paulo; (**) endemic of cerrado and threatened with extinction in São Paulo.

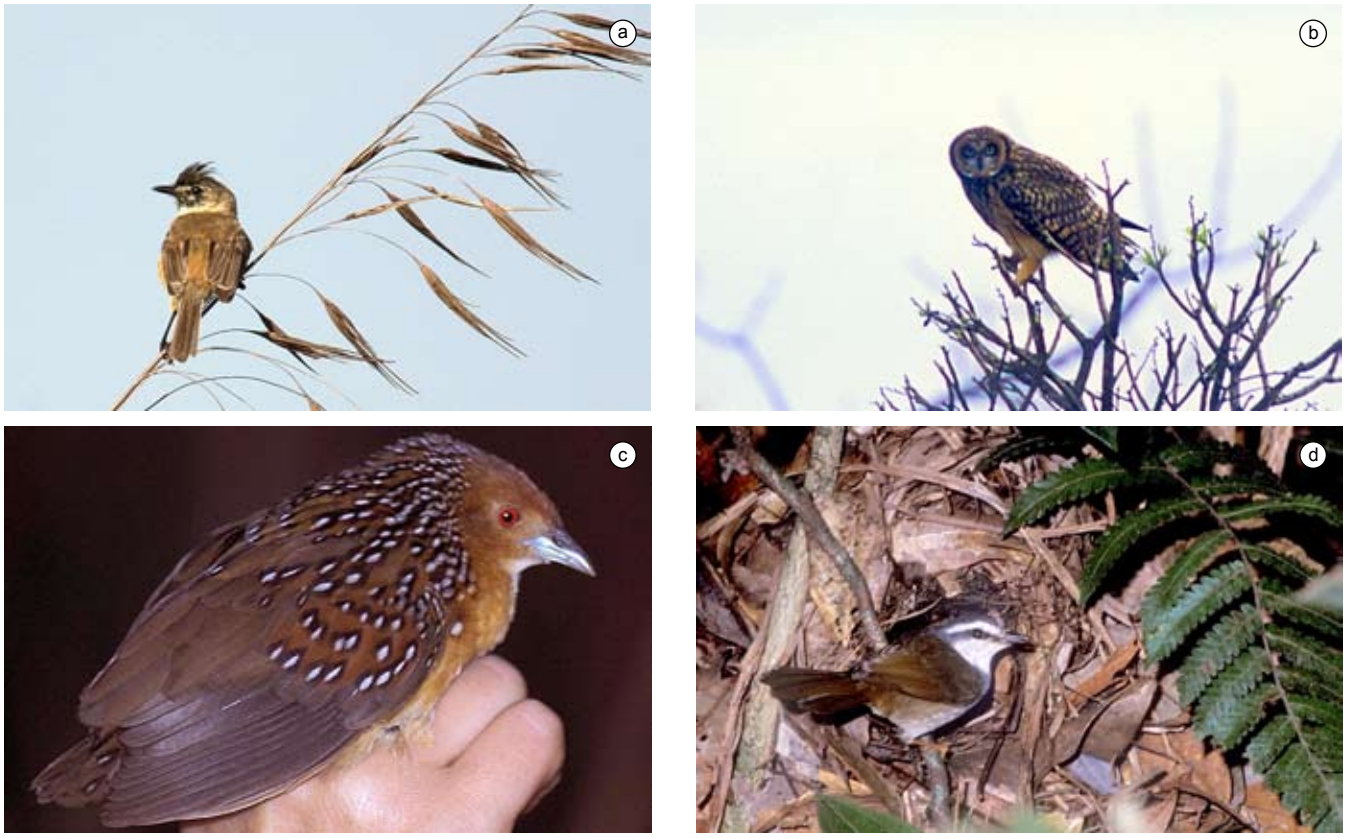


Figura 5. a) Papa-mosca-canela (*Polystictus pectoralis*), criticamente em perigo no estado de São Paulo, b) Mocho-dos-banhados (*Asio flammeus*) que teve registros ocasionais na Estação Ecológica de Itirapina, SP, como desse indivíduo em setembro de 2007. © J.C. Motta-Junior, c) Sanã-ocelada (*Micropygia schomburgkii*) capturada em armadilha para roedores na Estação Ecológica de Itirapina, SP. Este indivíduo foi a seguir liberado no ambiente após captura em julho de 2002. © S.C.S. Belentani, and d) Pula-pula-de-sobrancelha (*Basileuterus leucophrys*), endêmica do domínio do Cerrado (restrita a matas de galeria). © J.C. Motta-Junior.

Figure 5. a) Bearded Tachuri (*Polystictus pectoralis*), critically endangered in state of São Paulo, b) Short-eared Owl (*Asio flammeus*) is occasionally reported in the Estação Ecológica de Itirapina, SP, as this individual in Setember 2007. © J.C. Motta-Junior, c) Ocellated Crake (*Micropygia schomburgkii*) was twice captured in small mammal traps in the Estação Ecológica de Itirapina, SP. This individual was soon released after capture in July 2002. © S.C.S. Belentani, and d) White-striped Warbler (*Basileuterus leucophrys*), cerrado endemic species (exclusively in gallery forests inside Cerrado Region). © J.C. Motta-Junior.

Amazonetta brasiliensis forrageando ou sobrevoando as áreas de cerrado entre as lagoas.

6. Córregos e represas

Além dos principais córregos, Itaqueri e Lobo, uma parte da Estação faz divisa com a Represa do Lobo, o que propicia a ocorrência de uma série de aves adaptadas a ambientes aquáticos. Desta forma, podemos encontrar na EEI espécies que utilizam corpos d'água de grande volume, como *Phalacrocorax brasilianus*, *Ceryle torquatus*, *Ardea alba*, *Mesembrinibis cayennensis*, *Dendrocygna viduata* e *Amazonetta brasiliensis*, de onde retiram grande parte de seu alimento. No entanto, este último grupo obtém sua comida principalmente em águas rasas (Sick 1997). *Chloroceryle americana*, *Jacana jacana*, *Porzana albicollis* e *Pardirallus nigricans* representam algumas das

espécies que utilizam, pelo menos parcialmente, pequenos córregos e brejos. *Anhima cornuta*, ave criticamente em perigo no estado (São Paulo 1998) e rara na EEI, também utiliza brejos e pequenos corpos d'água, e sua presença geralmente está associada a lugares que possuem uma rica avifauna aquática (Sick 1997).

7. Conservação das aves da EEI

Com exceção de *Cyanocorax cristatellus*, espécie comum na EEI e em boa parte de sua distribuição, todas as demais 10 espécies endêmicas de cerrado figuram na lista de espécies ameaçadas do estado de São Paulo. Duas delas podem estar localmente extintas: *Nothura minor* e *Geositta poeciloptera*, pois nem Willis (2004) desde 1990 e 1987, respectivamente, tampouco o presente estudo detectaram estas aves. Por outro lado, embora Willis (2004) não tenha registrado *Charitospiza eucosma* desde 1988, observamos um casal em 2002 (Figura 4c) e um indivíduo em 2005. Três outras espécies inspiram preocupação, *Hylocryptus* (=*Automolus*) *rectirostris*, *Antilophia galeata* e *Basileuterus leucophrys*, restritos às já esparsas matas-de-galeria da EEI. Por outro lado, esta unidade de conservação ainda mantém populações aparentemente abundantes de *Melanopareia torquata*, *Neothraupis fasciata*, *Cypsnagra hirundinacea* e *Saltator atricollis* (Tabela 2).

Dentre as outras 27 espécies ameaçadas no estado, quatro preocupam por não terem sido observadas há mais de 12 anos (Willis 2004, presente estudo): *Cypseloides senex*, *Anthus nattereri*, *Sporophila ruficollis* e *S. cinnamomea*. Além de todas as endêmicas acima listadas, algumas das ameaçadas no estado parecem reproduzir na área, como *Rhea americana*, *Micropygia schomburgkii*, *Picoides mixtus*, *Elaenia cristata*, *Polystictus pectoralis*, *Culicivora caudacuta*, *Alectrurus tricolor*, *Alopochelidon fucata* e *Emberizoides ypiranganus*. Outras espécies aparentemente utilizam a EEI ocasionalmente como ponto de passagem, como no caso de aves com grande capacidade de deslocamento: *Anhima cornuta*, *Jabiru mycteria*, *Sarcoramphus papa* e *Harpyhaliaetus coronatus* (Granzinolli et al. 2006). Outras com reconhecidos movimentos migratórios (Willis 2004, presente estudo) também, usam a EEI: *Pandion haliaetus*, *Chondrohierax uncinatus*, *Cypseloides senex*, *Sporophila plumbea*, *S. bouvreuil* e *S. palustris*. Vale destacar que mais uma espécie ameaçada – *Laterallus xenopterus* (sanã-de-cara-ruiva) considerada como Criticamente em Perigo (São Paulo 1998), pode estar presente na EEI, mas não a incluímos na lista de aves do presente estudo, pois Willis (2004) não apresenta confirmação de sua identificação.

Das 16 espécies endêmicas e/ou ameaçadas encontradas nos pontos de escuta, quase todas, com exceção de *Picoides mixtus* e *C. cristatellus*, tiveram quase todos os contatos nas fisionomias mais abertas de campo limpo e campo sujo (Tabela 2). Isso mais uma vez confirma a impressão de que esta elevada riqueza em espécies ameaçadas ou endêmicas de cerrado deve estar relacionada ao fato destas fisionomias abertas representarem cerca de 2/3 dos 2300 ha da EEI.

Ao se proceder a uma comparação da avifauna da EEI com outras quatro áreas sob o domínio do Cerrado no estado de São Paulo pode-se notar que na EEI há tanto o maior número de espécies ameaçadas quanto de endêmicas de cerrado (Tabela 3). Apesar da área total das Estações Ecológica e Experimental em Luiz Antônio ter 10720 ha e 302 espécies registradas por cerca de 14 anos de estudo (Dias 2000), ainda assim apresentou relativamente poucas aves endêmicas quando comparada a EEI. Parte da explicação pode ser derivada do fato de que em Luiz Antonio predominam os cerradões ao invés de cerrados mais abertos, os quais quando existem são essencialmente cerradões depauperados e secundários. A Estação Ecológica de Santa Bárbara seria uma unidade mais similar à de Itirapina, tanto pelo tamanho (2712 ha) quanto pelas fisionomias de vegetação presentes (desde campos sujos até cerrados s.s., além de brejos e matas de galeria). No entanto, além de muito menos horas de estudo (Willis & Oniki 1981, cerca de 17 horas) essa unidade quase praticamente não apresenta a fisionomia de campo limpo, onde, como visto, muitas aves endêmicas de cerrado e ameaçadas no estado ocorrem. Um levantamento sistemático nessa unidade de conservação provavelmente revelará muito mais espécies. O campus da UFSCar (São Carlos, SP), apesar de ter sido foco de cerca de 10 anos de estudo (Motta-Junior & Vasconcellos 1996), apresentou a penúltima menor riqueza em aves endêmicas e/ou ameaçadas (Tabela 3). Isso pode ser explicado pelo pequeno tamanho da área (725 ha), que em boa parte é coberta por plantios de *Eucalyptus*, além de áreas urbanizadas, restringindo-se os cerrados e matas de galeria a cerca de 200 ha (Motta-Junior & Vasconcellos 1996). A menor riqueza de aves ameaçadas/endêmicas foi apresentada pela Gleba Pé-de-Gigante, no Parque Estadual de Vassununga, possivelmente pelo pouco tempo de estudo (um ano) e devido à área praticamente não apresentar fisionomias de campo limpo e campo sujo (Develey et al. 2005).

Ainda, ao se proceder a uma comparação da avifauna registrada na EEI com aquela do Distrito Federal, área nuclear do domínio do Cerrado, mais uma vez chega-se a resultados interessantes. Embora a área da EEI tenha apenas 0,4% de todo o território do DF (581400 ha), o qual vem sendo estudado por vários pesquisadores há mais de 25 anos (Negret et al. 1984, Bagno & Marinho-Filho 2001), em Itirapina foram registradas onze espécies endêmicas do cerrado, 50% das 22 relacionadas em todo DF (Bagno & Marinho-Filho 2001) e 33,3% das 33 endêmicas para todo o domínio do Cerrado (Cavalcanti 1999, Bagno & Marinho-Filho 2001, Silva & Bates 2002).

Pelos resultados obtidos até o presente, pode-se afirmar que a EEI, apesar de estar em uma região marginal do domínio do Cerrado, é área de alta relevância ecológica não só para a avifauna do estado de São Paulo, mas também para o Cerrado no Brasil.

Assim, embora boa parte dos estudos sobre diversidade de comunidades de aves do cerrado ignore (Cavalcanti 1999, Braz 2003), ou mesmo explicitamente exclua áreas marginais ou enclaves de cerrado em meio a outros biomas (Silva 1995, Silva & Santos 2005), o presente estudo reporta uma unidade de conservação em área não nuclear que apresenta grande valor para a preservação de aves do cerrado. Portanto, áreas marginais ou em enclaves de cerrado deveriam ser estudadas com cuidado e conservadas (Cavalcanti & Joly 2002), evitando que sejam destruídas sem ao menos avaliarmos seu valor/importância ecológica.

Apesar de legalmente protegida, algumas ameaças listadas abaixo ainda existem na área estudada. Sugere-se então, uma série de recomendações para a conservação da avifauna na EEI:

Prevenir e controlar incêndios na área. Estes não podem ser tão freqüentes (ao menos cinco incêndios nesses dez anos de estudo), sendo dois deles em anos consecutivos e de grandes proporções, como observado na EEI. Além da própria vegetação muitas vezes não ter tempo de se recuperar a avifauna pode sofrer efeitos negativos diretos, como a queima de ninhos. Contudo, como destacado por Parker III & Willis (1997) e Willis (2004), fogos ocasionais são naturais nos cerrados, e sua total supressão afeta negativamente algumas espécies que tendem a escassear e até desaparecer com o adensamento da vegetação. Fogos ocasionais e controlados são também defendidos por Pivello (2006) como prática de manejo para unidades de conservação com cerrado. Por outro lado, um controle mais rigoroso do fogo deve ser particularmente direcionado às matas de galeria, as quais sofrem danos severos, visto que não têm as adaptações do cerrado contra o fogo e demoram muito tempo para se recuperar, afetando negativamente as aves associadas a este ambiente.

Tabela 3. Espécies de aves ameaçadas de extinção no estado de São Paulo e/ou endêmicas do domínio do Cerrado encontradas na Estação Ecológica de Itirapina, SP, e outras áreas sob o domínio do Cerrado em São Paulo. Status no estado de São Paulo: PE – provavelmente extinta; CP – criticamente em perigo; EP – em perigo; VU – vulnerável; PA – provavelmente ameaçada. Espécies endêmicas estão marcadas com (*). Abreviaturas para áreas: EEI – Estação Ecológica de Itirapina; UFSC – Campus da Universidade Federal de São Carlos; EESB – Estação Ecológica de Santa Bárbara; EELA – Estações Ecológica e Experimental de Luiz Antonio; GCPG – Gleba de Cerrado Pé-de-Gigante do Parque Estadual de Vassununga. Abreviaturas para hábitats segundo Tabela 1. Nomenclatura segundo CBRO (2006).

Table 3. Bird species threatened with extinction in State of São Paulo and/or endemics to the Cerrado Region recorded in the Estação Ecológica de Itirapina and other Cerrado areas in São Paulo. Status in state of São Paulo: PE – probably extinct; CP – critically in endangered; EP – endangered; VU – vulnerable; PA – presumably endangered; (*) Endemic species to the Cerrado Region. Abbreviations for areas: EEI – Estação Ecológica de Itirapina; UFSC – Campus of Universidade Federal de São Carlos; EESB – Estação Ecológica de Santa Bárbara; EELA – Estações Ecológica e Experimental de Luiz Antonio; GCPG – Gleba de Cerrado Pé-de-Gigante do Parque Estadual de Vassununga. Abbreviations for habitats after Table 1. Nomenclature according to CBRO (2006).

Espécies (nomes populares)	Status	Ocorrência nas áreas					Habitats mais usados
		EEI	UFSC	EESB	EELA	GCPG	
Rhea americana (ema)	CP	x	-	x	-	-	Cs, Cl, Cc
Crypturellus undulatus (jaó)	VU	-	-	-	x	-	Mg
Nothura minor (codorna-mineira)	CP*	x	-	-	-	-	Cl
Anhima cornuta (anhuma)	CP	x	-	-	-	-	Aq, Mg, Br
Jabiru mycteria (tuiuiú)	CP	x	-	-	-	-	Aq, Br
Mycteria americana (cabeça-seca)	VU	-	-	-	x	-	Aq, Br
Sarcoramphus papa (urubu-rei)	EP	x	-	-	x	x	Mg
Pandion haliaetus (águia-pescadora)	PA	x	-	-		-	Aq
Leptodon cayanensis (gavião-de-cabeça-cinza)	PA	-	x	-	x	-	Mg
Chondrohierax uncinatus (caracoleiro)	VU	x	-	-	-	-	Br, Mg
Harpyhaliaetus coronatus (águia-cinzenta)	CP	x	-	-	-	-	Cs, Cc
Busarellus nigricollis (gavião-belo)	VU	-	-	-	x	-	Mg, Br
Micropygia schomburgkii (sanã-ocelada)	VU	x	-	x[f]	-	-	Cl, Br
Vanellus (=Hoploxypterus) cayanus (batuíra-de-esporão)	VU	-	-	-	x	-	Br
Diopsittaca nobilis (maracanã-pequena)	PE	-	-	-	x	-	Mg,Cr
Amazona aestiva (papagaio-verdadeiro)	VU	-	x	-	x	x	Cr
Asio stygius (mocho-diabo)	VU	x	x	-	x	-	Cs, Cc, Cr, Pi
Asio flammeus (mocho-dos-banhados)	PA	x	-	-	-	-	Cl, Cs, Br
Cypseloides senex (taperuçu-velho)	VU	x	-	x	-	-	S, Mg
Hylocharis sapphirina (beija-flor-safira)	EP	-	-	-	x	-	Mg
Picoides mixtus (picapau-chorão)	CP	x	-	-	-	-	Cc
Melanopareia torquata (tapaculo-de-colarinho)	EP*	x	x	x	-	-	Cs, Cc, Cl
Geositta poeciloptera (andarilho)	PE*	x	-	-	-	-	Cs, Cl
Synallaxis scutata (viu-ví, estrelinha-preta)	PA		-	-	x	-	Mg
Hylocryptus rectirostris (fura-barreira)	VU*	x	-	-	-	-	Mg
Elaenia cristata (guaracava-de-topete)	VU	x	x	-	x	-	Cr, Cc
Polystictus pectoralis (papa-mosca-canela)	CP	x	-	-	-	-	Cl, Cs
Culicivora caudacuta (papa-mosca-do-campo)	EP	x	-	-	-	-	Cl, Cs
Alectrurus tricolor (galito)	CP	x	-	x	-	-	Cl, Cs
Antilophia galeata (soldadinho)	EP*	x	x		x		Mg
Cyanocorax cristatellus (gralha-do-cerrado)	*	x	x	x	x	x	Cr, Cc, PI
Alopochelidon fucata (andorinha-morena)	PA	x	-	x	-	-	Cs, Cl
Cistothorus platensis (corruíra-do-campo)	VU	-	-	x	-	-	Cl, Cs
Polioptila lactea (balança-rabo-leitoso)	PA	-	x	-	-	-	Mg
Anthus nattereri (caminheiro-grande)	CP	x	-	x	-	-	Br, Cl
Schistochlamys melanopis (sanhaço-de-coleira)	CP	x	-	-	-	-	Mg
Neothraupis fasciata (tié-do-cerrado)	EP*	x	x	x	x	-	Cc, Cs
Cypsnagra hirundinacea (bandoleta)	EP*	x	-	-	-	-	Cc, Cs
Sicalis citrina (canarinho-rasteiro)	PA	x	-	-	-	-	Cs, Cc, Cl
Emberizoides ypiranganus (canário-do-brejo)	EP	x	-	-	-	-	Cl, Br
Sporophila plumbea (patativa-verdadeira)	EP	x	-	x	-	x	Cs, Cl, Cc

Tabela 3. Continuação...

Espécies (nomes populares)	Status	Ocorrência nas áreas					Habitats mais usados
		EEI	UFSC	EESB	EELA	GCPG	
Sporophila bouvreuil pileata (caboclinho-frade)	CP	x	-	-	-	-	Cl, Cs
Sporophila ruficollis (caboclinho-de-papo-escuro)	CP	x	-	-	-	-	Cs, Cl
Sporophila palustris (caboclinho-de-papo-branco)	CP	x	-	-	-	-	Br, Cl
Sporophila cinnamomea (caboclinho-de-chapéu-cinzento)	CP	x	-	-	-	-	Cs, Cl
Oryzoborus angolensis (curió)	VU	-	-	-	x	x	Cr
Charitospiza eucosma (mineirinho)	PE*	x	-	-	-	-	Cl, Cs
Coryphaspiza melanotis (tico-tico-de-máscara-negra)	CP	x	-	x	-	-	Cl
Saltator atricollis (bico-de-pimenta)	VU*	x	x	x	x	x	Cs, Cc
Cyanocompsa brissonii (azulão-verdadeiro)	VU	-	x	-	x	-	Cr
Basileuterus leucophrys (pula-pula-de-sobrancelha)	VU*	x	x	-	-	-	Mg
Subtotal aves ameaçadas(SP) e endêmicas de cerrado	-	38	12	13	18	6	-
Porcentagem de ameaçadas e endêmicas de cerrado	-	16,4%	5,6%	11,7%	6,0%	4,2%	-
Total de espécies registradas em cada área	-	231	214	111f	302	144	-

[f] - registro em fezes de lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) por J. C. Motta-Junior em 1998-2000 (dados não publicados).
Literatura usada para outras áreas: UFSC – Motta-Junior & Vasconcellos (1996); EESB – Willis & Oniki (1981); EELA – Dias (2000); GCPG – Develey et al. (2005).

[f] – reported in faecal samples of the Maned Wolf (*Chrysocyon brachyurus*) in 1998-2000 (J. C. Motta-Junior, unp. data).
Literature used for other areas: UFSC – Motta-Junior & Vasconcellos (1996); EESB – Willis & Oniki (1981); EELA – Dias (2000); GCPG – Develey et al. (2005).

Maior fiscalização contra caçadores, os quais infelizmente têm sido observados no interior da EEI durante esses dez anos de estudo, algo também salientado por Willis (2004).

Remoção sistemática de bovinos, caprinos e eqüinos que nestes 10 anos de estudo não raramente foram observados dentro da EEI, incluindo aí medidas legais cabíveis contra pecuaristas que acidental ou propositalmente os tenham introduzido. Esses elementos exóticos compactam o solo e, ao contrário do que muitos pensam não "controlam" os capins exóticos (*Brachiaria* spp. e *Melinis minutiflora*), mas causam na verdade a disseminação de suas sementes. Estes capins são daninhos a flora e fauna do cerrado (Pivello et al. 1999, E. O. Willis, com. pess.).

Controle constante contra a disseminação de pinheiros (*Pinus* spp.) por toda a EEI, disseminação esta que tem sido observada. Esta árvore exótica pode se estabelecer rapidamente nos campos e cerrados, tomando lugar da vegetação natural.

Implantação efetiva de um projeto de recomposição das matas de galeria, pois na EEI parte delas está muito depauperada pelos incêndios. Essas matas são importantes não só pela fauna restrita (dependentes) às mesmas, mas também pelo importante papel de funcionarem como corredores e poderem abrigar muitas aves semi-dependentes a elas (Cavalcanti 1992, Silva 1995, Bagno & Marinho-Filho 2001, presente estudo).

Anexar áreas ainda intactas de cerrados vizinhas a EEI. Essas áreas podem funcionar como zona tampão da Estação e corredores de vegetação para a fauna (Cavalcanti & Joly 2002), além de aumentar a área total da EEI, possibilitando a preservação de populações maiores de aves do cerrado. A área da USP (Figura 1) ao noroeste da EEI é o principal exemplo.

Além das recomendações de ordem mais específica para a EEI, consideramos importantes outras duas de caráter mais geral que podem auxiliar na conservação da avifauna da área estudada: a) incentivar pesquisas enfocando grupos de espécies indicadoras como espécies ameaçadas e/ou endêmicas (Cavalcanti & Joly 2002) que ocorrem na EEI. Apenas com um bom conhecimento da ecologia dessas espécies (níveis populacionais, uso de habitat, reprodução, alimentação) poderemos ter melhores subsídios para sua conservação; b) desenvolver e aplicar continuamente programas de educação ambiental envolvendo a comunidade dos municípios onde a EEI se insere (Brotas e Itirapina), procurando mostrar a importância do patrimônio biológico contido na unidade de conservação. Com o apoio ou pelo menos o entendimento da comunidade, a conservação e o bom funcionamento da unidade de conservação torna-se mais fácil.

Agradecimentos

Agradecemos a FAPESP pelo auxílio concedido a JCMJ e MAMG em vários projetos entre 1998 e 2007, que permitiram as viagens a campo e coleta de dados. A Fundação O Boticário de Proteção à Natureza pelo auxílio concedido a MAMG em 2005 e 2006. Ao Instituto Florestal, representado pelos administradores da EEI, Denise Zanchetta, Francisco Fernandes, Cláudio Porto e Honório Fachim que permitiram o desenvolvimento das pesquisas e forneceram apoio logístico. Aos demais funcionários da EEI pelo apoio logístico e pela pronta disposição em ajudar. Em especial gostaríamos de dedicar este artigo ao Dr. Edwin O'Neill Willis, não só pela revisão de versão preliminar deste texto, mas também pelos seus importantes estudos ornitológicos no interior de São Paulo, incluindo Itirapina, e principalmente por sua acirrada luta pela conservação do cerrado brasileiro e suas aves. Este é o trabalho número 32 do Projeto "Ecologia dos Cerrados de Itirapina".

Referências Bibliográficas

AB'SÁBER, A. 2003. Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. Ateliê Editorial, São Paulo.

BAGNO, M.A. & MARINHO-FILHO, J. 2001. A avifauna do Distrito Federal: uso de ambientes abertos e florestais e ameaças. In Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria. (J.F. Ribeiro, C.E.L. Fonseca & J.C. Sousa-Silva, eds). EMBRAPA, Platina, p. 495-528.

BLONDEL, J., FERRY, C. & FROCHOT, B. 1981. Point counts with unlimited distance. In Estimating numbers of terrestrial birds (C.J. Ralph & J.M. Scott, eds.). Studies in Avian Biology No. 6. Cooper Ornithological Society/Allen Press, Lawrence, Kansas, p. 414-420.

BRASILEIRO, C.A., SAWAYA, R.J., KIEFER, M.C. & MARTINS, M. 2005. Amphibians of an open Cerrado fragment in southeastern Brazil. Biota Neotrop. 5 (2): http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?article+BN00405022005 (último acesso em 13/11/2007).

BRAZ, V.S. 2003. A representatividade das unidades de conservação do cerrado na preservação da avifauna. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.

BUENO, A.A., BELENTANI, S.C.S. & MOTTA-JUNIOR, J.C. 2002. Feeding ecology of the maned wolf, Chrysocyon brachyurus (Illiger, 1815) (Mammalia: Canidae), in the Ecological Station of Itirapina, São Paulo State, Brazil. Biota Neotrop. 2(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v2n2/pt/fullpaper?bn01802022002+en (último acesso em 19/10/2007).

CAVALCANTI, R.B. 1988. Conservation of birds in the Cerrado of central Brazil. In Ecology and conservation of grassland birds (P.D. Goriup, ed.). ICBP Technical Publication, Cambridge.

CAVALCANTI, R.B. 1992. The importance of forest edges in the ecology of open country cerrado birds. In Nature and dynamics of forest-savanna boundaries (P.A. Furley, J. Proctor, & J.A. Ratter, eds). Chapman & Hall, London, p.514-518.

CAVALCANTI, R.B. 1999. Bird species richness and conservation in the Cerrado Region of Central Brazil. Studies Avian Biol. 19:244-249.

CAVALCANTI, R.B. & JOLY, C.A. 2002. Biodiversity and conservation priorities in the Cerrado Region. In The cerrados of Brazil (P.S. Oliveira & R.J. Marquis, eds.). Columbia University Press, New York, p.351-367.

CBRO 2006. Lista das aves do Brasil do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. http://www.cbro.org.br/CBRO/listabr.htm (último acesso em 26/02/2007).

COUTINHO, L.M. 1978. O conceito de cerrado. Rev. Bras. Bot. 1(1): 17-23.

COUTINHO, L.M. 1982. Ecological effects of fire in Brazilian cerrado. In Ecology of tropical savannas (B.J. Huntley & B.H.Walker, eds.). Springer-Verlag, Berlin, p.273-291.

COUTINHO, L.M. 2006. O conceito de bioma. Acta bot. bras. 20(1):13-23.

DEVELEY, P.F., CAVANA, D.D. & PIVELLO, V.R. 2005. Aves. In O cerrado Pé-de-Gigante: ecologia e conservação – Parque Estadual de Vassununga (V.R. Pivello & E.M. Varanda, orgs.). Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, p.121-134.

DIAS, M.M. 2000. Avifauna das Estações Ecológica de Jataí e Experimental de Luiz Antônio, São Paulo, Brasil. In Estação Ecológica de Jataí (J. E. Santos & J. S. R. Pires, eds). Rima, São Carlos, p.285-301.

DURIGAN, G.; FRANCO, G.A.D.C. & SIQUEIRA, M.F. 2004. A vegetação dos remanescentes de cerrado no estado de São Paulo. In Viabilidade de Conservação dos remanescentes de cerrado no Estado de São Paulo (M.D. Bitencourt & R.R. Mendonça, orgs). Annablume/FAPESP, São Paulo, p.29-56.

ERIZE, F., MATA, J.R.R. & RUMBOLL, M. 2006. Birds of South America non-Passerines: Rheas to Woodpeckers. Princeton University Press, Princeton.

FURNESS, R.W. & GREENWOOD, J.J. 1993. Birds as monitors of environmental change. Chapman & Hall, London.

GRANZINOLLI, M.A.M., PEREIRA, R.J. & MOTTA-JUNIOR, J.C. 2006. The Crowned Solitary-eagle *Harpyhaliaetus coronatus* (Accipitridae) in the cerrado of Estação Ecológica de Itirapina, southeast Brazil. Rev. Bras. Ornit. 14(4):429-432.

LINS, L.V. 1994. O papel da mata ciliar na estruturação de uma comunidade de aves do cerrado (Brasília, DF). Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.

MACHADO, R.B., RAMOS NETO, M.B., PEREIRA, P., CALDAS, E., GONÇALVES, D., SANTOS, N., TABOR, K. & STEININGER, M. 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Conservation International do Brasil, Brasília.

MITTERMEIER, M.N., MYERS, N. & MITTERMEIE, G.G. 2000. Hotspots: Earth´s biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. CEMEX, Mexico City.

MOTTA-JUNIOR, J.C. 1991. Predação de *Micropygia schomburgkii* (Aves: Rallidae) por *Chrysocyon brachyurus* (Mammalia: Canidae) no Distrito Federal, Brasil. Ararajuba 2:87-88.

MOTTA-JUNIOR, J.C. & VASCONCELLOS, L.A.S. 1996. Levantamento das aves do *campus* da Universidade Federal de São Carlos, Estado de São Paulo, Brasil. In Anais do Seminário Regional de Ecologia. UFSCar. São Carlos, 7:159-171.

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., DA FONSECA, G.A.B., KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403:853-858.

NEGRET, A., TAYLOR, J., SOARES, R.C., CAVALCANTI, R.B. & JOHNSON, C. 1984. Aves da região geopolítica do Distrito Federal. Ministério do Interior – Secretaria Especial do Meio Ambiente, Brasília.

PARKER III, T.A. & WILLIS, E.O. 1997. Notes on three tiny grassland flycatchers, with comments on the disappearance of South American fire-diversified savannas. Ornithological Monographs 48:549-555.

PIRATELLI, A. & BLAKE, J.G. 2006. Bird communities of the southeastern Cerrado Region, Brazil. Orn. Neotrop. 17(3):213-225.

PIVELLO, V.R. 2006. Fire management for biological conservation in the Brazilian Cerrado. In Savannas and dry forests: linking people with nature (J. Mistry & A. Berardi, eds). Ashgate, Aldershot, p. 129-154.

PIVELLO, V.R., SHIDA, C.N. & MEIRELLES, S.T. 1999. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. Biodiv. Cons. 8(9):1281-1294

RAGUSA-NETTO, J. 1999. Sócio-ecologia dos bandos mistos de aves em campo cerrado (Brotas, SP). Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

RAGUSA-NETTO, J. 2000. Raptors and "campo-cerrado" bird mixed flock led by *Cypsnagra hirundinacea* (Emberizidae: Thraupinae). Rev. Bras. Biol. = Braz. J. Biol. 60(3):461-467.

RAGUSA-NETTO, J. 2001. Sentinel in *Saltator atricollis* (Passeriformes: Emberizidae). Rev. Bras. Biol. = Braz. J. Biol. 61(2):317-322.

RAGUSA-NETTO, J. 2002. Vigilance towards raptors by nuclear species in bird mixed flocks in a Brazilian savannah. Stud. Neotrop. Fauna & Environm. 37(3): 219-226.

RATTER, J.A., RIBEIRO, J.F. & BRIDGEWATER, S. 1997. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. Ann. Bot. 80(3):223-230.

RIDGELY, R.S. & TUDOR, G. 1989. The birds of South America: the oscines passerines. Vol. I. University of Texas Press, Austin.

RIDGELY, R.S. & TUDOR, G. 1994. The birds of South America: the suboscine passerines. Vol. II. University of Texas Press, Austin.

SÃO PAULO 1997. Cerrado: bases para conservação e uso sustentável das áreas de cerrado do Estado de São Paulo. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo.

SÃO PAULO 1998. Fauna ameaçada no Estado de São Paulo. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo.

SÃO PAULO 1999. Conhecer para conservar: as unidades de conservação do Estado de São Paulo. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo.

SICK, H. 1997. Ornitologia Brasileira. 2 ed. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro.

SILVA, J.M.C. 1995. Birds of the Cerrado Region, South America. Steentrupia 21:69-92.

SILVA, J.M.C. & BATES, J.M. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. BioScience 52(3):225-233.

SILVA, J.M.C. & SANTOS, M.P.D. 2005. A importância relativa dos processos biogeográficos na formação da avifauna do Cerrado e de outros biomas

brasileiros. In Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação (A. Scariot, J.C. Sousa-Silva & J.M. Felfili, orgs). MMA, Brasília, p. 219-233.

WILLIS, E.O. 1995. Algumas aves de hábitats especiais da região de Itirapina (São Paulo). Atual. Ornit. 68:7.

WILLIS, E.O. 2004. Birds of a habitat spectrum in the Itirapina savanna, São Paulo, Brazil (1982-2003). Braz. J. Biol. 64(4):901-910.

WILLIS, E.O. & ONIKI, Y. 1981. Levantamento preliminar de aves em treze áreas do Estado de São Paulo. Rev. Bras. Biol. 41(1):121-135.

WILLIS, E.O. & ONIKI, Y. 1988. Bird conservation in open vegetation of São Paulo State, Brazil. In Ecology and conservation of grassland birds (P.D. Goriup, ed.). ICBP Technical Publication, Cambridge, p. 67-70.

WILLIS, E.O. & ONIKI, Y. 1992. Losses of São Paulo birds are worse in the interior than in Atlantic Forests. Ciência e Cultura 44(5):326-328.

WILLIS, E.O. & ONIKI, Y. 1993. New and reconfirmed birds from the state of São Paulo, Brazil, with notes on disappearing species. B.O.C. 113(1):23-34.

WILLIS, E.O. & ONIKI, Y. 2003. Aves do Estado de São Paulo. Divisa, Rio Claro.

ZAR, J.H. 1984. Biostatistical analysis. 2 ed. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.

Recebido em 06/01/08
Versão reformulada recebida em 16/06/08
Publicado em 01/07/08

Composição e ameaças à conservação dos anfíbios anuros do Parque Estadual de Itapeva, município de Torres, Rio Grande do Sul, Brasil

Patrick Colombo[1,2,5], Andreas Kindel[3], Giovanni Vinciprova[4] & Ligia Krause[1]

[1]Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS,
Av. Bento Gonçalves, 9500, prédio 43422, CP 15007, CEP 91501-970, Porto Alegre, RS, Brasil
[2]Programa de Pós Graduação em Zoologia, Faculdade de Biociências,
Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul – PUCRS,
Av. Ipiranga, 6681, prédio 12, bloco A, sala 204,
CEP 90619-900, Porto Alegre, RS, Brasil, www.pucrs.br/fabio/pos/zoo/
[3]Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências,
Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS,
Av. Bento Gonçalves, 9500, prédio 43422, CP 15007,
CEP 91501-970, Porto Alegre, RS, Brasil, www.ecologia.ufrgs.br
[4]Laboratório de Herpetologia, Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências,
Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRS,
Av. Bento Gonçalves, 9500, prédio 43435, CEP 91501-970, Porto Alegre, RS, Brasil
[5]Autor para correspondência: Patrick Colombo, e-mail: cinolebia@hotmail.com, www.ecologia.ufrgs.br

COLOMBO, P., KINDEL, A., VINCIPROVA, G. & KRAUSE, L. 2008. **Composition and threats for conservation of anuran amphibians from Itapeva State Park, Municipality of Torres, Rio Grande do Sul, Brazil**. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?inventory+bn01208032008.

Abstract: A species inventory is the first step to develop conservation strategies. The Itapeva State Park (PEVA) is a protected area located in a narrow zone between RS-389 (Estrada do Mar) and the Itapeva beach, near Torres city, extreme north of the coastal plain of the Rio Grande do Sul State (29° 21' S and 49° 45' W). The Park is covered by mobile dunes, fixed dunes, marshy forest, grasslands, dry forests, wetlands and streams. The aim of this study is to list the anuran species of PEVA, to describe their habitats, and to identify possible impact on these anurans inside the Park. The anuran fauna survey occurred from March 2000 to March 2003. The field trips were monthly from May de 2000 to March 2001 after this period, eigth adicional field trips were done. The surveys comprised two nights and two days. The sampling methods included periodic visits to all environments with potential anuran incidence, wet areas, pools, temporary pools, streams and wetlands. During the day we looked for animals under logs, stones, tiles, and near houses. Nocturnal collections were from 8:00 to 11:00 PM. Eight environments were sampled: primary sand dunes (DP), wetlands (BD), movel dunes (DM), fixed dunes (DF), wet grasslands (CA), "capoeira" (regenerating forest), (CP), marshy forest (MP) and dry grasslands (CS). Twenty-nine anuran species from eight families were recorded: Hylidae (11 spp.), Leiuperidae (6 spp.), Bufonidae (4 spp.), Leptodactylidae (3 spp.), Brachycephalidae (2 spp.), Cycloramphidae (1 sp.), Microhylidae (1 sp.) e Ranidae (1 sp.). To date the PEVA is the area with the third highest number of species in Rio Grande do Sul State.Two species are threatened in Rio Grande do Sul: *Haddadus binotatus* and *Melanophryniscus dorsalis*. The main observed threats were: forest drainage, forest fragmentation, presence of invasive species and wetland degradation.
Keywords: *amphian inventory, Atlantic Forest, coastal plain, conservation.*

COLOMBO, P., KINDEL, A., VINCIPROVA, G. & KRAUSE, L. 2008. **Composição e ameaças à conservação dos anfíbios anuros do Parque Estadual de Itapeva, Município de Torres, Rio Grande do Sul, Brasil**. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?inventory+bn01208032008.

Resumo: A obtenção de listas de espécies constitui-se no primeiro passo para o desenvolvimento de estratégias de conservação. O Parque Estadual de Itapeva (PEVA) é uma unidade de conservação localizada numa estreita faixa entre a RS-389 (Estrada do Mar), e a praia de Itapeva, no município de Torres, extremo norte da planície costeira do Rio Grande do Sul (29° 21' S e 49° 45' W). No Parque, observa-se a presença de grandes dunas móveis, dunas fixas, floresta paludosa, campos, floresta de restinga, banhados e riachos. Os objetivos deste trabalho são: fornecer uma listagem de espécies de anuros do PEVA, informar os ambientes em que foram encontradas e identificar as ameaças a estes anfíbios na área do Parque. O inventariamento da anurofauna estendeu-se de março de 2000 a março de 2003. As campanhas tiveram freqüência mensal no período de maio de 2000 a março de 2001, e após este período foram realizadas oito campanhas adicionais. As amostragens tiveram a duração média de duas noites e dois dias, envolvendo a visita periódica a todos os ambientes com ocorrência potencial de anfíbios anuros, concentrando-se em áreas alagadas, açudes, poças temporárias, arroios, córregos e outros corpos d'água. As coletas noturnas geralmente iniciavam-se às 20 horas e terminavam às 23 horas. Durante o dia os anuros eram procurados sob troncos, pedras, telhas e em locais próximos a residências.

Oito ambientes foram amostrados: dunas primárias (DP), banhados (BD), dunas móveis (DM), dunas fixas (DF), campos alagadiços (CA), capoeira (CP), mata paludosa (MP) e campos secos (CS). Foram registradas 29 espécies de anuros das famílias Hylidae (11 spp.), Leiuperidae (6 spp.), Bufonidae (4 spp.), Leptodactylidae (3 spp.), Brachycephalidae (2 spp.), Cycloramphidae (1 sp.), Microhylidae (1 sp.) e Ranidae (1 sp.). O PEVA, até o momento, é o local com o terceiro maior número de espécies de anuros do Rio Grande do Sul. Duas espécies estão ameaçadas de extinção no Rio Grande do Sul, *Haddadus binotatus* e *Melanophryniscus dorsalis*. Os principais fatores de ameaça à anurofauna do Parque Estadual de Itapeva e do seu entorno são a fragmentação e a drenagem da floresta paludosa, e a degradação de áreas alagadas.

Palavras-chave: *inventário de anfíbios, Floresta Atlântica, planície costeira, conservação.*

Introdução

A obtenção de listas de espécies constitui-se no primeiro passo para a elaboração de planos de manejo adequados em unidades de conservação, para o monitoramento da fauna e da flora em determinadas regiões e para a definição de estratégias de conservação compatíveis com a realidade de cada local estudado. A falta de conhecimento sobre a diversidade, riqueza, composição das assembléias, distribuição geográfica, relações ecológicas e evolutivas das espécies nativas de anfíbios, tanto do Rio Grande do Sul quanto no Brasil, é um fator limitante para o planejamento e tomada de decisões sobre estratégias de conservação destes animais (Garcia & Vinciprova 2003, Silvano & Segala 2005). A realização de inventários é considerada prioritária na pesquisa com anfíbios anuros no Rio Grande do Sul, principalmente nas áreas de florestas, campos naturais e planície litorânea (Garcia & Vinciprova 2003).

Atualmente são conhecidas 98 espécies de anfíbios anuros no Rio Grande do Sul, Braun & Braun (1980), Braun & Braun (1981), Braun et al. (1981), Garcia & Vinciprova (1998), Canavero et al. (2001), Giasson (2001), Giasson & Cechin (2001), Kwet (2001), Tedros et al. (2001), Caramaschi & Cruz (2002), Di-Bernardo et al. (2006), Lingnau et al. (2006), Kwet et al. (2006), Colombo et al. (2007), Zanella et al. (2007), Kwet (2008) e Rosset (2008).

Além destes trabalhos que abrangem todo o Estado, existem diversas listas de anfíbios disponíveis para algumas áreas específicas e unidades de conservação (Gayer et al. 1988, Kwet & Di Bernardo 1999, Di Bernardo et al. 2004, Loebmann 2005, Loebmann & Vieira 2005, Borges-Martins et al. 2007, Deiques et al. 2007) porém nenhuma destas refere-se à região do extremo norte da planície costeira onde se observa o contato entre ambientes costeiros, tais como dunas, e a floresta atlântica.

O objetivo deste trabalho é fornecer uma listagem de espécies de anuros do Parque Estadual de Itapeva, destacando as espécies raras, ameaçadas ou com distribuição restrita no Rio Grande do Sul, informar os ambientes em que foram encontradas e identificar as ameaças a estes anfíbios na área do Parque.

Material e Métodos

1. Área de estudo

Criado em dezembro de 2002 pelo Decreto Estadual 42.009 o Parque Estadual de Itapeva (PEVA) constitui-se numa importante unidade de conservação da Mata Atlântica e de seus ecossistemas associados no Rio Grande do Sul. Localiza-se em uma estreita faixa entre a RS-389 (Estrada do Mar) e a praia de Itapeva, nas imediações da cidade de Torres, extremo norte da planície costeira do Estado (29° 21' 20" S e 49° 45' 19" O) (Figura 1). No Parque, observa-se uma paisagem que foi muito característica nesta região do Rio Grande do Sul, composta por grandes dunas móveis e dunas fixadas com vegetação de restinga, um dos poucos e maiores remanescentes protegidos de floresta paludosa no Estado, além de outros ambientes diferenciados, como campos alagados, campos secos, turfeiras, mata da restinga, banhados, arroio e vassourais, caracterizando um gradiente ambiental desde o mar até o fragmento de mata paludosa (Lindeman et al. 1975, Kindel 2002).

A descrição dos ambientes encontrados no Parque Estadual de Itapeva baseou-se na cobertura vegetal predominante, descrita nos trabalhos de Lindeman et al. (1975), Kindel (2002), Dobrovolski (2006):

Dunas Primárias (DP) – Faixa estreita (5 a 10 m) e quase contínua de cômoros com cerca de 3 m de altura, geralmente fixada por uma vegetação esparsa de ervas cespitosas e decumbentes tais como: *Senecio* sp. (margarida-da-praia), *Panicum racemosum* (capim), *Paspalum vaginatum* (grama-de-potreiro), *Blutaparon portulacoides* e *Hydrocotyle bonariensis* (erva-capitão). Nesta região não se encontram corpos d'água.

Baixada Atrás das Dunas Primárias (BD): Planície úmida com depressões de água estagnada, formando banhados, e pequenas (menos de 1 m de altura) elevações isoladas de areia seca. Em algumas áreas da BD encontram-se turfeiras (compostas por *Sphagnum* sp.) e vegetação herbácea com pequenos (cerca de 1 m de altura) arbustos isolados. O padrão fisionômico deste ambiente é determinado, principalmente, por espécies de gramíneas. Esta área ainda possui alguns indivíduos de *Pinus* sp. (pinheiro) e manchas de *Casuarina equisetifolia* (pinheiro-da-praia). A maior parte dos corpos d'água do Parque encontram-se nesta região.

Dunas Móveis (DM): Cômoros, de areia solta, com cerca de 25 m de altura, que mudam sua conformação de acordo com o vento. A vegetação é composta por ervas rasteiras e alguns arbustos, ocorrendo somente na base destes cômoros. Nesta região os corpos d'água, pequenas lagoas formadas em períodos de elevada pluviosidade, restringem-se ao sopé das dunas.

Dunas Fixas (DF): Dunas com florestas de restinga e formações herbáceas. As espécies arbóreas têm cerca de 10 m de altura, destacando-se indivíduos de *Ficus* sp. (figueira), *Myrsine* sp. (capororoca), *Schinus terebenthifolius* (aroeira-vermelha) e *Dodonea viscosa* (vassoura-vermelha) nas bordas das florestas. Os corpos d'água restringem-se às depressões entre as dunas. Também ocorrem pequenas manchas de bromélias do gênero *Vriesea*, sobre a areia, totalmente expostas ao sol. Neste ambiente existem algumas pequenas lavouras de mandioca e cultivo de *Eucalyptus* (eucalipto).

Campos Alagados (CA): Campos compostos, principalmente, de turfeiras (com *Sphagnum* sp.) e *Typha dominguensis* (taboa). Nesta área existem alguns banhados, açudes e valas de drenagem abandonadas com predomínio de *Potamogeton ferrugineus*, *Leersia hexandra* (grama-boiadeira) e *Utricularia* sp. (violeta-do-brejo). Ocorrem também alguns indivíduos de *Syagrus romanzoffianum* (gerivá) isolados.

Campo Seco (CS): Áreas de pastagem com gramíneas e butiazais (*Butia* spp.). Nesta área existem poucos corpos d'água, todos artificiais (açudes e valas de drenagem), porém relativamente profundos (com mais de 1 m de profundidade) e com grande abundância de macrófitas.

Capoeira (CP): Áreas de mata em regeneração. As espécies fisionomicamente predominantes são: *Bacharis* sp. (vassoura), *Bactris* sp. (tucum), *Cyathea* sp. (samambaia) e diversas lianas com espinhos. Ocorre formação de serapilheira pouco profunda.

Mata Paludosa (MP): Floresta com cerca de 15 m de altura, formada por processo de sucessão vegetal em uma lagoa. É um ambiente abrigado do vento, o que propicia a formação de um microclima muito úmido, com variações de temperatura muito reduzidas. O componente epifítico é abundante e diverso. A serapilheira é bastante densa e profunda. Ocorrem alagadiços temporários principalmente entre as raízes de indivíduos de *Ficus* sp. que chegam a 25 m de altura.

2. Inventariamento da anurofauna

O inventariamento das espécies de anuros estendeu-se de março de 2000 a março de 2003. As campanhas tiveram freqüência mensal no período de maio de 2000 a março de 2001, e após este período foram realizadas oito campanhas adicionais, sem freqüência regular. As amostragens tiveram a duração média de duas noites e dois dias, envolvendo a visita periódica a todos os ambientes com ocorrência potencial de anfíbios anuros, concentrando-se em áreas alagadas, açudes, poças temporárias, arroios, córregos e outros corpos d'água. As coletas noturnas geralmente iniciavam-se às 20 horas e terminavam às 23 horas. Os registros dos indivíduos adultos eram realizados em campo por reconhecimento da vocalização emitida pelos machos ou por sua visualização. Durante o dia os anuros eram procurados sob troncos, pedras, telhas e em locais próximos a residências.

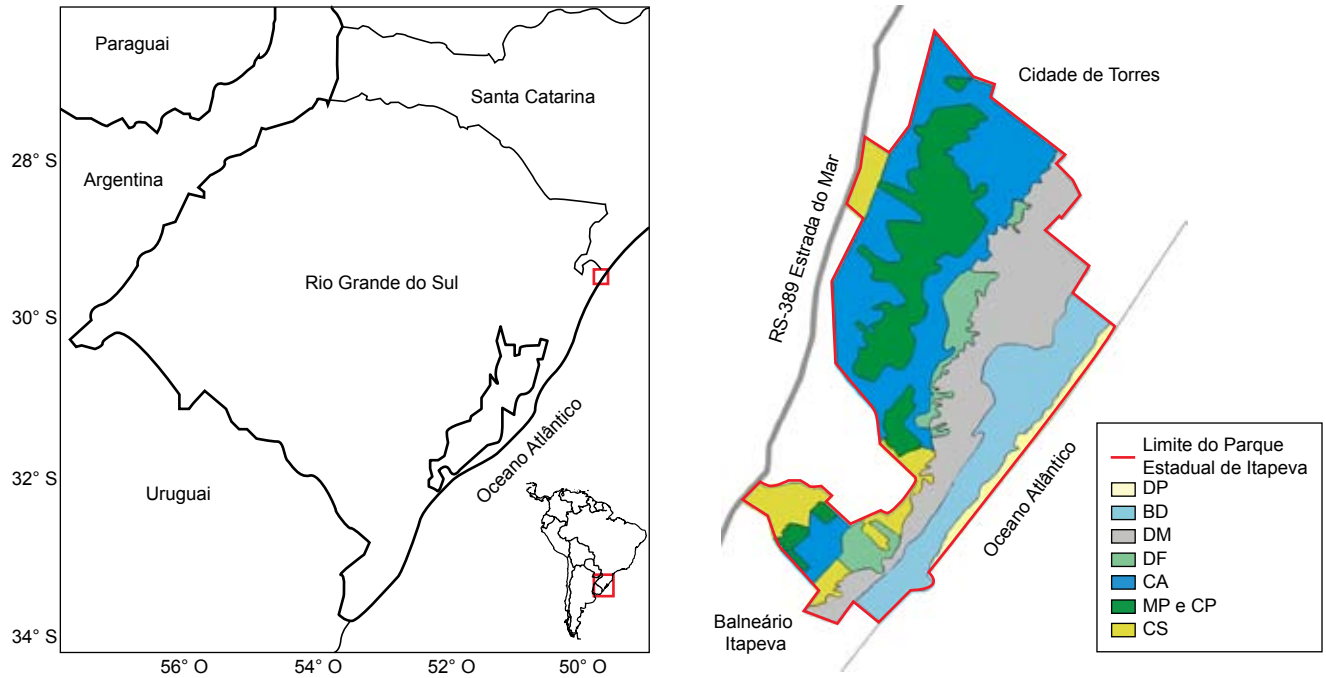


Figura 1. Localização do Parque Estadual de Itapeva, município de Torres, Rio Grande do Sul e seus limites. As áreas coloridas representam os diferentes ambientes encontrados no Parque: DP - dunas primárias, BD - baixada atrás das dunas primárias, DF - dunas fixas, CA - campo alagado, CP - capoeira, MP - mata paludosa e CS - campo seco.

Figure 1. Itapeva State Park, municipality of Torres, Rio Grande do Sul. Colors represent different environments found inside the Park: DP - primary sand dunes, BD - lowlands behind primary sand dunes, DF - fixed sand dunes, CA - wetlands, CP - "capoeira" (regenerating forest), MP - marshy forest and CS - dry grasslands.

Alguns espécimes foram coletados como testemunho ou para identificação posterior em laboratório, e estão depositados na coleção do Setor de Herpetologia, Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Os animais foram coletados conforme a licença de número 041/2001/RS, processo 02023.002810/95-97, emitida pelo Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). A nomenclatura e a classificação utilizadas seguem Faivovich et al. (2005), Frost et al. (2006), Grant et al. (2006), Chaparro et al. (2007), Heinicke et al. (2007) e Hedges et al. (2008). O número de espécies encontradas no PEVA foi comparado com o número encontrado em outras 10 áreas, no Rio Grande do Sul, com levantamento de anuros publicados (Tabela 1).

3. Ameaças sobre a anurofauna do Parque Estadual de Itapeva

Para a descrição das principais ameaças sobre a anurofauna, foram utilizadas, além de observações em campo de três anos de trabalhos no Parque, entrevistas informais com pesquisadores que atuam na área e moradores da região, revisão da bibliografia especializada e a participação em audiências públicas promovidas pela Secretaria Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul para a criação do Parque. Nas entrevistas as perguntas eram relacionadas aos usos da terra na área do Parque e seu entorno, a partir disso foram elencadas ameaças sobre os anuros.

Resultados

Foram registradas 28 espécies de anfíbios anuros nativos no Parque Estadual de Itapeva, das famílias Hylidae (11 spp.), Leiuperidae (6 spp.), Bufonidae (4 spp.), Leptodactylidae (3 spp.), Brachycephalidae (2 spp.), Cycloramphidae (1 sp.), Microhylidae (1 sp.) e uma espécie exótica da família Ranidae (Tabela 1, Figura 2). Este número representa cerca de 28% da anurofauna conhecida para o Estado do Rio Grande do Sul e cerca de 69% das espécies citadas em Braun & Braun (1980) para o Município de Torres. Cinco anuros encontrados não haviam sido previamente registrados para Torres: *Hypsiboas faber*, *Scinax* aff. *alter*, *Sphaenorhynchus* aff. *surdus*, *Odontophrynus maisuma* e *Haddadus binotatus*. Oito espécies registradas por Braun & Braun (1980) para Torres não foram encontradas no PEVA até o momento: *Rhinella fernandezae*, *Melanophryniscus macrogranulosus*, *Hypsiboas bischoffi*, *Pseudis minuta*, *Leptodactylus fuscus, L. mystacinus, L. latinasus, Limnomedusa macroglossa* e *Physalaemus henselii*. Nas formações de áreas abertas BD, CS e CA, encontrou-se o maior número de espécies: 21 spp., 21 spp. e 19 spp., respectivamente. Nas formações arbustivo-arbóreas MP e CP registraram-se 15 espécies de anfíbios anuros (Tabela 1). Foram encontrados cinco principais ameaças à anurofauna do PEVA: destruição de áreas alagadas, drenagens, fragmentação da floresta, pecuária e presença de espécies exóticas.

Discussão

1. Composição da anurofauna do PEVA

Comparando com o número de espécies de anuros encontradas em outras dez áreas no Rio Grande do Sul, o número de espécies do PEVA pode ser considerado alto (Tabela 2). Isso possivelmente se deve à grande diversidade de habitats (banhados, mata arenosa, campos alagados, mata paludosa, entre outros) encontrada em uma área relativamente pequena.

Tabela 1. Lista das 29 espécies de anuros encontradas no Parque Estadual de Itapeva, município de Torres, Rio Grande do Sul, Brasil, no período de maio de 2000 até outubro de 2003 e os ambientes em que foram registradas seguindo o gradiente mar-continente: BD - baixada atrás das dunas primárias, DF - dunas fixas, CA - campo alagado, CP - capoeira, MP - mata paludosa e CS - campo seco. As espécies foram ordenadas para revelar padrões de afinidade com as categorias de ambiente. As espécies assinaladas com um asterisco são ameaçadas de extinção no Rio Grande do Sul. A espécie assinalada com dois asteriscos é uma espécie exótica invasora.

Table 1. List of 29 anuran species found in the Itapeva State Park, Torres municipality, Rio Grande do Sul, Brazil, from May 2000 to October 2003 and the recorded environment, following ocean-land gradient, where BD - lowland after primary sand dunes, DF - fixed sand dunes, CA - wet grasslands, CP - "capoeira" (regenerating forest), MP - marshy forest and CS - dry grassland. The anuran species ordered to identify afinity with environmentals categorie. The assigned species are: threatened species in Rio Grande do Sul State, one asterisk and alien species, two asterisks.

Família/Espécies	Ambientes						Total de Registros
	BD	DF	CA	CP	MP	CS	
HYLIDAE							
Dendropsophus minutus (Peters, 1872)	x	x	x	x	-	x	5
Hypsiboas guentheri (Boulenger, 1886)	x	-	x	x	x	x	5
Scinax aff. *alter* (Lutz, 1973)	x	x	x	x	-	x	5
Scinax fuscovarius (Lutz, 1925)	x	x	x	-	x	x	5
Hypsiboas faber (Wied-Neuwied, 1821)	x	-	x	-	x	x	4
Scinax berthae (Barrio, 1962)	x	-	x	-	x	x	4
Dendropsophus sanborni (Schmidt, 1944)	x	-	x	-	-	x	3
Hypsiboas pulchellus (Duméril & Bibron, 1841)	x	-	x	-	-	x	3
Scinax squalirostris (Lutz, 1925)	x	-	x	-	-	x	3
Sphaenorhynchus aff. *surdus* (Cochran, 1953)	x	-	x	-	-	x	3
Scinax granulatus (Peters, 1871)	-	-	-	-	-	x	1
LEIUPERIDAE							
Physalaemus cuvieri Fitzinger, 1826	x	x	x	-	x	x	5
Physalaemus gracilis (Boulenger, 1883)	x	-	x	-	x	x	4
Pseudopaludicola falcipes (Hensel, 1867)	x	-	x	-	x	x	4
Physalaemus biligonigerus (Cope, 1861)	x	-	x	-	-	x	3
Physalaemus lisei Braun & Braun, 1977	-	x	-	-	x	x	3
Physalaemus riograndensis Milstead, 1960	x	-	-	-	-	-	1
BUFONIDAE							
Rhinella icterica (Spix, 1824)	-	-	x	-	-	x	2
Rhinella cf. *henseli* (Lutz, 1934)	-	-	x	-	x	-	2
*Melanophryniscus dorsalis** (Mertens, 1933)	x	-	-	-	-	-	1
Rhinella arenarum (Hensel, 1867)	x	-	-	-	-	-	1
LEPTODACTYLIDAE							
Leptodactylus ocellatus (Linnaeus, 1758)	x	-	x	x	x	x	5
Leptodactylus gracilis (Duméril & Bibron, 1840)	x	x	x	-	-	x	4
Leptodactylus cf. *araucaria* (Kwet and Angulo, 2002)	-	-	-	x	x	-	2
BRACHYCEPHALIDAE							
*Haddadus binotatus** (Spix, 1824)	-	-	-	-	x	-	1
Ischnocnema henselii Peters, 1870	-	-	-	-	x	-	1
CYCLORAMPHIDAE							
Odontophrynus maisuma Rosset, 2008	x	-	-	-	-	x	2
MICROHYLIDAE							
Elachistocleis bicolor (Guérin-Méneville, 1838)	x	x	x	-	-	x	4
RANIDAE							
Lithobates catesbeianus ** (Shaw, 1802)	-	x	-	-	-	-	1
Total	21	8	19	5	13	21	-

Figura 2. Anfíbios anuros registrados no Parque Estadual de Itapeva no período de março de 2000 a março de 2003. Família HYLIDAE: 1) *Dendropsophus minutus*, 2) *Dendropsophus sanborni*, 3) *Hypsiboas faber* (foto T. Grant), 4) *Hypsiboas guentheri*, coloração marrom clara (foto T. Grant), 5) *Hypsiboas guentheri*, coloração verde (foto T. Grant), 6) *Hypsiboas pulchellus* (foto M. Borges-Martins), 7) *Scinax* aff. *alter* (foto M. Borges-Martins), 8) *Scinax berthae*, 9) *Scinax fuscovarius*, 10) *Scinax granulatus*, 11) *Scinax squalirostris*, 12) *Sphaenorhynchus* aff. *surdus* (foto T. Grant), família LEIUPERIDAE: 13) *Physalaemus biligonigerus* (foto M. Borges-Martins), 14) *Physalaemus cuvieri*, 15) *Physalaemus gracilis*, 16) *Physalaemus lisei*, 17) *Physalaemus riograndensis*, 18) *Pseudopaludicola falcipes*, família BUFONIDAE: 19) *Melanophryniscus dorsalis*, vista dorso lateral, 20) *Melanophryniscus dorsalis*, vista ventral, 21) *Rhinella arenarum* (foto M. Borges-Martins), 22) *Rhinella* cf. *henseli* (foto M. Borges-Martins), 23) *Rhinella icterica* (foto M. Borges-Martins), família LEPTODACTYLIDAE: 24) *Leptodactylus* cf. *araucaria* (foto T. Grant), 25) *Leptodactylus gracilis* (foto M. Borges-Martins), 26) *Leptodactylus ocellatus*, família BRACHYCEPHALIDAE: 27) *Haddadus binotatus*, 28) *Ischnocnema henselii*, família CYCLORAMPHIDAE: 29) *Odontophrynus maisuma* (foto M. Borges-Martins), família MICROHYLIDAE: 30) *Elachistocleis bicolor* e família RANIDAE: 31) *Lithobates catesbeianus*. As fotos 19 e 20 são de uma espécie ameaçada no Brasil e no Rio Grande do Sul. A foto 27 é de uma espécie ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. A foto 31 é de uma espécie exótica invasora na América do Sul.

Figure 2. Anuran amphibians recorded in Itapeva State Park from March 2000 to march 2003. Family HYLIDAE: 1) *Dendropsophus minutus*, 2) *Dendropsophus sanborni*, 3) *Hypsiboas faber* (photo T. Grant), 4) *Hypsiboas guentheri*, brown coloration (photo T. Grant), 5) *Hypsiboas guentheri*, green coloration (photo T. Grant), 6) *Hypsiboas pulchellus* (photo M. Borges-Martins), 7) *Scinax* aff. *alter* (photo M. Borges-Martins), 8) *Scinax berthae*, 9) *Scinax fuscovarius*, 10) *Scinax granulatus*, 11) *Scinax squalirostris*, 12) *Sphaenorhynchus* aff. *surdus* (photo T. Grant), family LEIUPERIDAE: 13) *Physalaemus biligonigerus* (photo M. Borges-Martins), 14) *Physalaemus cuvieri*, 15) *Physalaemus gracilis*, 16) *Physalaemus lisei*, 17) *Physalaemus riograndensis*, 18) *Pseudopaludicola falcipes*, family BUFONIDAE: 19) *Melanophryniscus dorsalis*, dorso lateral view, 20) *Melanophryniscus dorsalis*, ventral view, 21) *Rhinella arenarum* (photo M. Borges-Martins), 22) *Rhinella* cf. *henseli* (photo M. Borges-Martins), 23) *Rhinella icterica* (photo M. Borges-Martins), family LEPTODACTYLIDAE: 24) *Leptodactylus* cf. *araucaria* (photo T. Grant), 25) *Leptodactylus gracilis* (photo M. Borges-Martins), 26) *Leptodactylus ocellatus*, family BRACHYCEPHALIDAE: 27) *Haddadus binotatus*, 28) *Ischnocnema henselii*, family CYCLORAMPHIDAE: 29) *Odontophrynus maisuma* (photo M. Borges-Martins), family MICROHYLIDAE: 30) *Elachistocleis bicolor* and family RANIDAE: 31) *Lithobates catesbeianus*. The pictures 19 and 20 are of threatened specie in Rio Grande do Sul and Brazil. The picture 27 are of threatened species in Rio Grande do Sul. The picture 31 is of an alien species in South America.

Figura 2. Anfíbios anuros registrados no Parque Estadual de Itapeva no período de março de 2000 a março de 2003. Família HYLIDAE: 1) *Dendropsophus minutus*, 2) *Dendropsophus sanborni*, 3) *Hypsiboas faber* (foto T. Grant), 4) *Hypsiboas guentheri*, coloração marrom clara (foto T. Grant), 5) *Hypsiboas guentheri*, coloração verde (foto T. Grant), 6) *Hypsiboas pulchellus* (foto M. Borges-Martins), 7) *Scinax* aff. *alter* (foto M. Borges-Martins), 8) *Scinax berthae*, 9) *Scinax fuscovarius*, 10) *Scinax granulatus*, 11) *Scinax squalirostris*, 12) *Sphaenorhynchus* aff. *surdus* (foto T. Grant), família LEIUPERIDAE: 13) *Physalaemus biligonigerus* (foto M. Borges-Martins), 14) *Physalaemus cuvieri*, 15) *Physalaemus gracilis*, 16) *Physalaemus lisei*, 17) *Physalaemus riograndensis*, 18) *Pseudopaludicola falcipes*, família BUFONIDAE: 19) *Melanophryniscus dorsalis*, vista dorso lateral, 20) *Melanophryniscus dorsalis*, vista ventral, 21) *Rhinella arenarum* (foto M. Borges-Martins), 22) *Rhinella* cf. *henseli* (foto M. Borges-Martins), 23) *Rhinella icterica* (foto M. Borges-Martins), família LEPTODACTYLIDAE: 24) *Leptodactylus* cf. *araucaria* (foto T. Grant), 25) *Leptodactylus gracilis* (foto M. Borges-Martins), 26) *Leptodactylus ocellatus*, família BRACHYCEPHALIDAE: 27) *Haddadus binotatus*, 28) *Ischnocnema henselii*, família CYCLORAMPHIDAE: 29) *Odontophrynus maisuma* (foto M. Borges-Martins), família MICROHYLIDAE: 30) *Elachistocleis bicolor* e família RANIDAE: 31) *Lithobates catesbeianus*. As fotos 19 e 20 são de uma espécie ameaçada no Brasil e no Rio Grande do Sul. A foto 27 é de uma espécie ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. A foto 31 é de uma espécie exótica invasora na América do Sul.

Figure 2. Anuran amphibians recorded in Itapeva State Park from March 2000 to march 2003. Family HYLIDAE: 1) *Dendropsophus minutus*, 2) *Dendropsophus sanborni*, 3) *Hypsiboas faber* (photo T. Grant), 4) *Hypsiboas guentheri*, brown coloration (photo T. Grant), 5) *Hypsiboas guentheri*, green coloration (photo T. Grant), 6) *Hypsiboas pulchellus* (photo M. Borges-Martins), 7) *Scinax* aff. *alter* (photo M. Borges-Martins), 8) *Scinax berthae*, 9) *Scinax fuscovarius*, 10) *Scinax granulatus*, 11) *Scinax squalirostris*, 12) *Sphaenorhynchus* aff. *surdus* (photo T. Grant), family LEIUPERIDAE: 13) *Physalaemus biligonigerus* (photo M. Borges-Martins), 14) *Physalaemus cuvieri*, 15) *Physalaemus gracilis*, 16) *Physalaemus lisei*, 17) *Physalaemus riograndensis*, 18) *Pseudopaludicola falcipes*, family BUFONIDAE: 19) *Melanophryniscus dorsalis*, dorso lateral view, 20) *Melanophryniscus dorsalis*, ventral view, 21) *Rhinella arenarum* (photo M. Borges-Martins), 22) *Rhinella* cf. *henseli* (photo M. Borges-Martins), 23) *Rhinella icterica* (photo M. Borges-Martins), family LEPTODACTYLIDAE: 24) *Leptodactylus* cf. *araucaria* (photo T. Grant), 25) *Leptodactylus gracilis* (photo M. Borges-Martins), 26) *Leptodactylus ocellatus*, family BRACHYCEPHALIDAE: 27) *Haddadus binotatus*, 28) *Ischnocnema henselii*, family CYCLORAMPHIDAE: 29) *Odontophrynus maisuma* (photo M. Borges-Martins), family MICROHYLIDAE: 30) *Elachistocleis bicolor* and family RANIDAE: 31) *Lithobates catesbeianus*. The pictures 19 and 20 are of threatened specie in Rio Grande do Sul and Brazil. The picture 27 are of threatened species in Rio Grande do Sul. The picture 31 is of an alien species in South America.

Figura 2. Anfíbios anuros registrados no Parque Estadual de Itapeva no período de março de 2000 a março de 2003. Família HYLIDAE: 1) *Dendropsophus minutus*, 2) *Dendropsophus sanborni*, 3) *Hypsiboas faber* (foto T. Grant), 4) *Hypsiboas guentheri*, coloração marrom clara (foto T. Grant), 5) *Hypsiboas guentheri*, coloração verde (foto T. Grant), 6) *Hypsiboas pulchellus* (foto M. Borges-Martins), 7) *Scinax* aff. *alter* (foto M. Borges-Martins), 8) *Scinax berthae*, 9) *Scinax fuscovarius*, 10) *Scinax granulatus*, 11) *Scinax squalirostris*, 12) *Sphaenorhynchus* aff. *surdus* (foto T. Grant), família LEIUPERIDAE: 13) *Physalaemus biligonigerus* (foto M. Borges-Martins), 14) *Physalaemus cuvieri*, 15) *Physalaemus gracilis*, 16) *Physalaemus lisei*, 17) *Physalaemus riograndensis*, 18) *Pseudopaludicola falcipes*, família BUFONIDAE: 19) *Melanophryniscus dorsalis*, vista dorso lateral, 20) *Melanophryniscus dorsalis*, vista ventral, 21) *Rhinella arenarum* (foto M. Borges-Martins), 22) *Rhinella* cf. *henseli* (foto M. Borges-Martins), 23) *Rhinella icterica* (foto M. Borges-Martins), família LEPTODACTYLIDAE: 24) *Leptodactylus* cf. *araucaria* (foto T. Grant), 25) *Leptodactylus gracilis* (foto M. Borges-Martins), 26) *Leptodactylus ocellatus*, família BRACHYCEPHALIDAE: 27) *Haddadus binotatus*, 28) *Ischnocnema henselii*, família CYCLORAMPHIDAE: 29) *Odontophrynus maisuma* (foto M. Borges-Martins), família MICROHYLIDAE: 30) *Elachistocleis bicolor* e família RANIDAE: 31) *Lithobates catesbeianus*. As fotos 19 e 20 são de uma espécie ameaçada no Brasil e no Rio Grande do Sul. A foto 27 é de uma espécie ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. A foto 31 é de uma espécie exótica invasora na América do Sul.

Figure 2. Anuran amphibians recorded in Itapeva State Park from March 2000 to march 2003. Family HYLIDAE: 1) *Dendropsophus minutus*, 2) *Dendropsophus sanborni*, 3) *Hypsiboas faber* (photo T. Grant), 4) *Hypsiboas guentheri*, brown coloration (photo T. Grant), 5) *Hypsiboas guentheri*, green coloration (photo T. Grant), 6) *Hypsiboas pulchellus* (photo M. Borges-Martins), 7) *Scinax* aff. *alter* (photo M. Borges-Martins), 8) *Scinax berthae*, 9) *Scinax fuscovarius*, 10) *Scinax granulatus*, 11) *Scinax squalirostris*, 12) *Sphaenorhynchus* aff. *surdus* (photo T. Grant), family LEIUPERIDAE: 13) *Physalaemus biligonigerus* (photo M. Borges-Martins), 14) *Physalaemus cuvieri*, 15) *Physalaemus gracilis*, 16) *Physalaemus lisei*, 17) *Physalaemus riograndensis*, 18) *Pseudopaludicola falcipes*, family BUFONIDAE: 19) *Melanophryniscus dorsalis*, dorso lateral view, 20) *Melanophryniscus dorsalis*, ventral view, 21) *Rhinella arenarum* (photo M. Borges-Martins), 22) *Rhinella* cf. *henseli* (photo M. Borges-Martins), 23) *Rhinella icterica* (photo M. Borges-Martins), family LEPTODACTYLIDAE: 24) *Leptodactylus* cf. *araucaria* (photo T. Grant), 25) *Leptodactylus gracilis* (photo M. Borges-Martins), 26) *Leptodactylus ocellatus*, family BRACHYCEPHALIDAE: 27) *Haddadus binotatus*, 28) *Ischnocnema henselii*, family CYCLORAMPHIDAE: 29) *Odontophrynus maisuma* (photo M. Borges-Martins), family MICROHYLIDAE: 30) *Elachistocleis bicolor* and family RANIDAE: 31) *Lithobates catesbeianus*. The pictures 19 and 20 are of threatened specie in Rio Grande do Sul and Brazil. The picture 27 are of threatened species in Rio Grande do Sul. The picture 31 is of an alien species in South America.

Das 29 espécies encontradas, 17 estão predominantemente associadas a formações vegetais abertas, e/ou ambientes antropizados: *Dendropsophus minutus*, *D. sanborni*, *Elachistocleis bicolor*, *Hypsiboas faber*, *H. pulchellus, Leptodactylus gracilis, L. ocellatus, Lithobates catesbeianus, Physalaemus biligonigerus, P. cuvieri, P. gracilis, P. riograndensis, Pseudopaludicola falcipes, Scinax berthae, S. fuscovarius, S. granulatus* e *S. squalirostris* (Langone 1994, Kwet & Di Bernardo 1999, Achaval & Olmos 2007), nove ocorrem exclusivamente em áreas de Mata Atlântica ou próximas a estas áreas, acompanham a distribuição desta floresta e têm a distribuição restrita no Rio Grande do Sul: *Haddadus binotatus*, *Hypsiboas guentheri, Ischnocnema henselii, Leptodactylus* cf. *araucaria, Physalaemus lisei, Rhinella icterica, R.* cf. *henseli, Scinax* aff. *alter* e *Sphaenorhynchus* aff. *surdus* (Braun & Braun 1980, Kwet & Di Bernardo 1999,

Tabela 2. Número de espécies de anuros encontrados em 11 áreas em diferentes municípios e regiões fisiográficas do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil, com respectivas fontes bibliográficas.

Table 2. Number of anuran species found in 11 areas in different municipalities and physiographic regions of Rio Grande do Sul State, Brazil, with respective bibliographic sources.

Área	Municípios	Região fisiográfica	Número de espécies	Fonte
Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata	São Francisco de Paula, RS	Planalto das Araucárias	31	Kwet & Di Bernardo (1999)
Parque Nacional de Aparados da Serra	Cambará do Sul, RS Praia Grande, SC	Planalto das Araucárias	31	Deiques et al. (2007)
Reserva Biológica da Mata Paludosa	Itati, RS	Planície Costeira	30	P. Colombo*
Parque Estadual de Itapeva	Torres, RS	Planície Costeira	29	Este trabalho
Lagoa do Casamento e Lagoa dos Butiazais	Barra do Ribeiro, RS Tapes, RS	Planície Costeira	24	Martins et al. (2007)
Região da Quarta Colônia	Agudo, RS Faxinal do Soturno, RS Ivorá, RS Nova Palma, RS Pinhal Grande, RS Restinga Seca, RS São João do Polêsine, RS	Depressão Central	23	Cechin et al. (2002)
Área de Mineração de Carvão	Candiota, RS	Campanha	22	Di Bernardo et al. (2004)
Parque Estadual Delta do Jacuí	Porto Alegre, RS	Depressão Central	21	Melo (2002)
Parque Estadual de Itapuã	Viamão, RS	Depressão Central	21	G. Vinciprova & P. Colombo*
Estação Ecológica do Taim	Rio Grande, RS Santa Vitória do Palmar, RS	Planície Costeira	17	Gayer et al. (1988)
Parque Nacional da Lagoa do Peixe	Mostardas, RS Tavares, RS	Planície Costeira	13	Loebmann & Vieira (2005)

*dados não publicados.
*unpublished data.

Baldissera et al. 2004, P. Colombo dados não publicados). Outras três são somente registradas em ambientes costeiros: *Melanophryniscus dorsalis*, *Odontophrynus maisuma* e *Rhinella arenarum* (Braun & Braun 1980, Quintela et al. 2007, Rosset 2008).

A ocorrência de um maior número de espécies na BD, CS e CA, respectivamente, pode ser explicada pela concentração de corpos d'água nestes ambientes, uma vez que 26 espécies registradas no PEVA necessitam de corpos d'água para que os girinos se desenvolvam (Haddad e Prado 2005). Muitas espécies, como *Sphaenorhynchus* aff. *surdus*, *Rhinella* cf. *henseli* e *Hypsiboas guentheri*, foram observadas no CS e na CA em atividade reprodutiva em açudes e valas de drenagem artificiais.

Praticamente em toda extensão da BD existem corpos d'água naturais formados pelas chuvas, que constituem um importante sítio de reprodução para as espécies que ali ocorrem, como *Melanophryniscus dorsalis* e *Rhinella arenarum*, duas espécies restritas a regiões de restinga e dunas da planície costeira (Garcia & Vinciprova 2003, Quintela et al. 2007).

Somente três das 29 espécies encontradas no Parque não dependem de ambientes aquáticos para reprodução: *Ischnocnema henselii*, *Haddadus binotatus* e *Leptodactylus* cf. *araucaria*. As duas primeiras são habitantes exclusivas da serapilheira de áreas florestadas e possuem desenvolvimento direto, fazem a postura embaixo de folhas no interior da mata, a larva desenvolve-se dentro do ovo saindo dele já uma pequena rã (Lynn & Lutz 1946, Heyer 1984, Haddad & Sazima 1992). *Leptodactylus* cf. *araucaria* constrói um ninho de espuma sob a serapilheira, troncos ou raízes (Kwet & Di Bernardo 1999). Estas espécies foram encontradas exclusivamente nas formações arbustivo-arbóreas MP e CP. Anuros que usam corpos d'água em áreas abertas ou na beira de florestas, para reprodução, como *Rhinella* cf. *henseli*, *Hypsiboas faber, H. guentheri, Dendropsophus minutus, Scinax granulatus, Physalaemus lisei, P. gracilis* e *Leptodactylus ocellatus* foram observados na MP e CP. Estas espécies possivelmente utilizam esses ambientes florestais como parte de sua área de vida, se deslocando desse ambiente no período reprodutivo. *Leptodactylus ocellatus*, foi observada em atividade de forrageio em vários locais dentro da MP. *Hypsiboas faber* e *H. guentheri* foram encontradas em repouso sobre ervas e arbustos dentro da mata em uma distância de cerca de 50 m da beira. Embora existam diversas poças d'água dentro da floresta, ao longo deste estudo não foram observadas evidências de reprodução destas e de qualquer outra espécie nestes locais.

Das oito espécies citadas para Torres por Braun & Braun (1980), não foram encontrados ambientes propícios para a ocorrência de *Melanophryniscus macrogranulosus* e *Limnomedusa macroglossa*, no PEVA: *M. macrogranulosus* foi descrita por Braun & Braun (1979) a partir de indivíduos provenientes de uma gruta, distante cerca de oito quilômetros dos limites do PEVA (Escobar et al. 2004), enquanto *Limnomedusa macroglossa* habita tipicamente corpos d'água em áreas pedregosas (Gudynas & Gehrau 1981). No Rio Grande do Sul, *Hypsiboas bischoffi* foi somente registrada em ambientes

próximos a encostas da Serra Geral e no Planalto das Araucárias (Kwet & Di Bernardo 1999, Deiques et al. 2007), ambiente restrito a uma pequena área na face sul do morro de Itapeva, no limite sul do Parque, portanto a ocorrência da espécie no PEVA é pouco provável. *Rhinella fernandezae* e *Pseudis minuta* foram encontradas em áreas próximas ao Parque e possivelmente ocorram dentro de seus limites. É provável que *Leptodactylus fuscus*, *L. mystacinus*, *L. latinasus* e *Physalaemus henselii* sejam naturalmente raras na região e por isso de difícil detecção.

Das 29 espécies encontradas, duas estão ameaçadas de extinção, uma regionalmente, *Haddadus binotatus* encontrada na categoria vulnerável, e uma ameaçada regional e nacionalmente: *Melanophryniscus dorsalis*, na mesma categoria (Garcia & Vinciprova 2003). *Melanophryniscus dorsalis* ocorre ao longo da planície costeira desde o Município de Rio Grande (Quintela et al. 2007) até o sul do litoral de Santa Catarina, no Município de Laguna (Braun 1978). Ao longo de sua distribuição, a única área protegida onde ocorre é o PEVA. Em diversas ocasiões foram observados indivíduos vocalizando durante o dia em poças temporárias na região da baixada após as dunas primárias. Este comportamento diurno é descrito para outras espécies do gênero em diferentes localidades (Langone 1994, Kwet & Di Bernardo 1999, Kwet & Miranda 2001, Baldo & Basso 2004, Kwet et al. 2005). Há alguns anos não se tem registrado a espécie em determinados locais no balneário de Itapeva, área limítrofe ao PEVA (G. B. Horn, comunicação pessoal), provavelmente relacionado ao aumento no grau de urbanização destes locais observado nos últimos anos. Nas entrevistas com os moradores verificou-se que a espécie é usada como isca para a pesca. A BD, onde *Melanophryniscus dorsalis* ocorre é uma das áreas com maior riqueza de espécies e tem sido utilizada de maneira intensiva por moradores e veranistas, incluindo o uso de veículos off road, e do sandboard nas dunas. Além disso, são cultivadas espécies exóticas, como *Casuarina equisetifolia*, em algumas porções da BD. E existe uma forte pressão da comunidade local (verificada principalmente nas audiências públicas) para a construção de uma estrada que ligue o balneário de Itapeva, ao sul do Parque, à cidade de Torres. Esta estrada (que cortaria a área de ocorrência de *M. dorsalis*) poderia trazer conseqüências negativas para as populações de anuros ali existentes. Para anfíbios as estradas podem ser um fator potencial de declínio de algumas espécies, aumentando a taxa de mortalidade, atrapalhando a mobilidade e isolando determinados habitats destas espécies (Fahrig et al. 1995, Cairo & Zalba 2007). No Uruguai existem registros de extinção local de uma espécie do gênero, *M. montevidensis*, (Langone 1994, Maneyro & Langone 2001), que ocorre também em hábitats costeiros muito similares aos do Rio Grande do Sul. Estes autores citam que em muitas localidades da região costeira do Uruguai a espécie já não é mais comumente encontrada, devido, principalmente, à urbanização e o cultivo de espécies exóticas nestas áreas.

Apesar de ser uma espécie relativamente comum em outros Estados, principalmente do sudeste do país (Haddad & Sazima 1992), *Haddadus binotatus* até agora só foi encontrada em duas localidades no Rio Grande do Sul, Dom Pedro de Alcântara (Garcia & Vinciprova 1998) e no Parque Estadual de Itapeva (Garcia & Vinciprova 2003). Esta espécie apresenta uma baixa densidade na serapilheira do interior da floresta paludosa do Parque com raros registros (Colombo 2004).

Outra espécie que merece destaque é *Sphaenorhynchus* aff. *surdus*. No Rio Grande do Sul esta espécie só foi registrada na porção norte da planície costeira, mais precisamente nos municípios de Dom Pedro de Alcântara (Garcia & Vinciprova 1998), Itati (Garcia & Vinciprova 2003), sob o nome de *Sphaenorhynchus surdus*, e Torres (este trabalho), sempre em áreas próximas a florestas de regiões baixas. É muito abundante em corpos d'água ricos em macrófitas flutuantes (tais como lemnáceas, *Riciocarpus* sp., entre outras) e vegetação nas margens. Juntamente com *Scinax* aff. *alter*, pode ser encontrado dentro de bromélias do gênero *Vriesea*, principalmente na região das dunas fixas. Parece ter uma relação de foresia com o ostracode *Elpidium bromeliarum*. Em diversas ocasiões este artrópode foi encontrado aderido à pele de *S.* aff. *surdus*. A associação de anuros com este ostracode já havia sido reportada por Lopez & Rodrigues (1999) em Barra do Maricá, município do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. Porém é o primeiro registro desta associação com *Sphaenorhynchus* aff. *surdus*. As principais ameaças à população de *S.* aff. *surdus* existente no Parque são a supressão dos banhados com grande quantidade de macrófitas e a coleta de bromélias.

2. Ameaças sobre a anurofauna local

2.1. Drenagens

Historicamente, a região do Parque tem sido utilizada para plantação de arroz e criação de gado. Para tal, são construídos valos de drenagem que abastecem com água lavouras de arroz próximas (muitas delas dentro do Parque) e disponibilizam áreas de pastagem para o gado. Segundo informações de pesquisadores que trabalharam na década de 70 no Parque (L. R. M. Baptista e L. F. B. Oliveira, comunicação pessoal), grandes regiões alagadas dentro da mata não são mais encontradas devido à ação de drenagem. Não se sabe o impacto desta atividade sobre aquelas espécies encontradas exclusivamente nas formações arbustivo-arbóreas MP e CP, porém, diversas espécies, entre elas *Hypsiboas guentheri*, *Rhinella* cf. *henseli*, *Scinax* aff. *alter* e *Sphaenorhynchus* aff. *surdus* foram observadas em atividade reprodutiva nestes drenos, e portanto podem estar se beneficiando com estas alterações.

2.2. Pecuária

Em diversas partes do fragmento de mata paludosa (até cerca de 30 m dentro da floresta) é observada a presença de bovinos. Estes animais alimentam-se de mudas de árvores na beira da mata impedindo a regeneração da floresta, nestes locais. A alteração das condições na beira da floresta pode ocasionar mudanças na distribuição das espécies que reproduzem exclusivamente na mata, como *Ischnocnema henselii, Haddadus binotatus* e *Leptodactylus* cf. *araucaria*, nesta faixa. Observa-se que estas espécies são mais freqüentes em distâncias superiores a 20 m da beira da floresta (Colombo 2004).

2.3. Fragmentação/isolamento da floresta

Sabe-se hoje que uma das principais causas do declínio de espécies de anuros é a perda da cobertura vegetal (Ainchinger 1991, Haddad 1998). O fragmento de mata paludosa não possui nenhum tipo de ligação com outros fragmentos no entorno, além disso, no passado, diversos fragmentos de mata paludosa próximos ao PEVA deram espaço a lavouras de arroz e áreas para pecuária. Possivelmente, as espécies que dependem da mata para reprodução e de menor mobilidade como *Haddadus binotatus*, *Ischnocnema henselii* e *Leptodactylus* cf. *araucaria* (Colombo 2004), ficam confinadas ao fragmento. Rogowitz et al. (1999) relatam que a performance de salto de duas espécies do gênero *Eleutherodactylus* (assim como *H. binotatus* e *I. henselii* incluídas em Terrarana), diminui significativamente com o aumento da exposição a condições propícias à dessecação, características de ambientes abertos, conferindo menor mobilidade a estas rãs.

2.4. Presença de espécies exóticas

Não se sabe exatamente que efeitos a presença de espécies exóticas arbóreas, como *Pinus* sp. e *Casuarina equisetifolia* exercem sobre a anurofauna do PEVA. No Parque, as áreas onde estas espécies ocorrem não são tão extensas (menos de 10 ha) ou são áreas já antropizadas

no passado. O risco seria a ampliação do cultivo destas espécies, acarretando na descaracterização de banhados e outros corpos d'água. Outro vegetal exótico existente no Parque, *Hedychium choronarium* (lírio-do-brejo), pode beneficiar algumas espécies, como por exemplo, *Hypsiboas guentheri*, que já foi observada refugiando-se em moitas desta planta. *Hedychium choronarium* é uma espécie invasora extremamente agressiva, ocorrendo em grandes áreas no Parque. A rã *Lithobates catesbeianus* (Ranidae) foi encontrada nas DF e não se sabe precisamente de onde estes indivíduos provêm. Em um estudo preliminar na região central do Rio Grande do Sul foi verificado que esta rã é predadora de várias espécies de anuros nativos (Boelter & Cechin 2007).

2.5. Destruição de áreas alagadas

A especulação imobiliária talvez seja a maior ameaça às espécies de anuros no Parque, principalmente àquelas que ocorrem na baixada após as dunas primárias. A supressão de vários corpos d'água pelos aterramentos ocasionados pelas obras, a formação de uma barreira impedindo o fluxo de animais entre os banhados, o risco de acidentes com vazamento de combustíveis e outras substâncias tóxicas nos corpos d'água restantes e, principalmente a urbanização e exploração imobiliária que a estrada proporcionaria no local, são os principais riscos. Os banhados e outras áreas alagáveis não estão restritas a área do Parque Estadual de Itapeva, muitas delas encontram-se na zona urbana de Torres e não existe nenhum tipo de planejamento para que a cidade se expanda sem a destruição destes corpos d'água.

Com a efetivação do Parque espera-se que alguns fatores de perturbação acima listados sejam eliminados. Essa eliminação de fatores acarretará em uma dinâmica que certamente afetará, tanto de maneira negativa quanto de maneira positiva, a anurofauna local, portanto programas de monitoramento e/ou avaliação periódica da composição das espécies de anuros são essenciais, gerando oportunidades para registrar e compreender possíveis flutuações populacionais ou até mesmo declínio de espécies de anfíbios anuros no Parque.

Agradecimentos

Agradecemos à Andrea Lamberts, Aline Lorenz, Caroline Zank, Ezequiel Pedó, Graciela Bernardi Horn, Igor Pfeiffer Coelho, Jan Karel Felix Mahler Jr., Josi Fernanda Cerveira, Laura Verrastro Luciana Ardenghi Fusinatto, Luis Fernando Marin da Fonte, Luiz Fernando Souza, Marcelo Saraiva, Marcelo Silveira Costa, Paola Stumpf, Silene Carvalho, Ricardo Dobrovolsky, Sofia Zank, Tatiana Pereira, Thomas Hasper e Vinicius Renner Lampert, pelo apoio nas atividades de campo e de laboratório. À Clarisse Palma da Silva e Nelson Rufino de Albuquerque pelo auxilio na tradução dos resumos. Ao Marcos Di Bernardo (in memorian), Márcio Borges Martins, Sandra Maria Hartz, Katyuscia Vieira, Raquel Rocha Santos, Síria Ribeiro e Taran Grant, pelas sugestões e críticas a este manuscrito. Ao Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) pela licença de coleta n° 041/2001/RS, processo 02023.002810/95-97. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de mestrado concedida a Patrick Colombo.

Referências Bibliográficas

ACHAVAL, F. & OLMOS, A. 2007. Anfibios e Reptiles del Uruguay. 3 ed. Graphis Impresora, Montevideo.

AINCHINGER, M. 1991. Faunal deficit of anurans in tropical farmland of Amazonian, Peru. Alytes. 9(1):23-32.

BALDISSERA, F.A., CARAMASCHI, U. & HADDAD, C.F.B. 2004. Review of the *Bufo crucifer* species group, with descriptions of two new related species (Amphibia, Anura, Bufonidae). Arq. Mus. Nac. 62(3):255-282.

BALDO, D. & BASSO, N.G. 2004. A new species of *Melanophryniscus* Gallardo, 1961 (Anura: Bufonidae), with comments on the species of the genus reported for Misiones, northeastern Argentina. J. Herpetol. 38(3):393-403.

BORGES-MARTINS, M., COLOMBO, P., ZANK, C., BECKER, F.G. & MELO, M.T.Q. 2007. Anfíbios. In Biodiversidade. Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, Planície Costeira do Rio Grande do Sul. (F.G. Becker, R.A. Ramos & L.A. Moura, orgs.). Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília, p.276-291.

BRAUN, P.C. 1978. Ocorrência de *Melanophryniscus stelzneri dorsalis* (Mertens, 1933) no estado de Santa Catarina, Brasil (Anura, Bufonidae). Iheringia, Zool. 51:39-41.

BRAUN, P.C. & BRAUN, C.A.S. 1979. Nova espécie de *Melanophryniscus* Gallardo, 1961 do estado do Rio Grande do Sul, Brasil (Anura, Bufonidae). Iheringia, Zool. 54:7-16.

BRAUN, P.C. & BRAUN, C.A.S. 1980. Lista prévia dos anfíbios do Rio Grande do Sul, Brasil. Iheringia, Zool. 56:121-146.

BRAUN, P.C. & BRAUN, C.A.S. 1981. Ocorrência de *Hyla pinima* Bokermann & Sazima, 1973, no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil (Anura, Hylidae). Iheringia, Zool. 57:113-118.

BRAUN, P.C., BRAUN, C.A.S. & PINEDA, M.D.S. 1981. Ocorrência de *Physalaemus nanus* (Boulenger, 1888) no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil (Anura, Leptodactylidae). Iheringia, Zool. 57:99-104.

BOELTER, R.A. & CECHIN, S.Z. 2007. Impact of the bullfrog diet (*Lithobates catesbeianus* – Anura, Ranidae) on native fauna: case study from the region of Agudo – RS – Brazil. Natureza & Conservação. 5(2):115-123.

CANAVERO, A., NAYA, D.E. & MANEYRO, R. 2001. *Leptodactylus furnarius* Sazima & Bokermann, 1978 (Anura: Leptodactylidae). Novedades zoogeográficas. Cuadernos Herpetol. 15(1):89.

CARAMASCHI, U. & CRUZ, C.A.G. 2002. Taxonomic status of *Atelopus pachyrhynus* Miranda-Ribeiro, 1920, redescription of *Melanophryniscus tumifrons* (Boulenger, 1905), and descriptions of two new species of *Melanophryniscus* from the state of Santa Catarina, Brazil (Amphibia, Anura, Bufonidae). Arq. Mus. Nac. 60(4):303-414.

CECHIN, S.Z., GIASSON, L.O.M., HARTMANN, M.A., SANTOS, T.G. & BOELTER, R. 2002. Anfíbios. In Quarta Colônia, Inventários Técnicos: Flora e Fauna (J. Itaqui, org.). Palotti, Santa Maria, p.199-205.

CHAPARRO, J.C., PRAMUK, J.B. & GLUESENKAMP, A.G. 2007. A new species of arboreal *Rhinella* (ANURA: BUFONIDAE) from cloud from cloud forest of southeastern Peru. Herpetologica 63(2):203-212.

COLOMBO, P. 2004. Anfíbios anuros do Parque Estadual de Itapeva. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

COLOMBO, P., ZANK, C., SCHMIDT, L.E.C., GONÇALVES, G. & MARINHO, J.R. 2007. Amphibia, Anura, Bufonidae, *Melanophryniscus simplex*: Distribution extension. Check List. 3(4):305-307.

DEIQUES, C.H., STAHNKE, L.F., REINKE, M. & SCHMITT, P. 2007. Guia ilustrado dos anfíbios e répteis do Parque Nacional de Aparados da Serra, Rio Grande do Sul, Santa Catarina. USEB, Pelotas.

DI BERNARDO, M., OLIVEIRA, R.B., PONTES, G.M.F., MELCHIORS, J., SOLÉ, M. & KWET, A. 2004. Anfíbios anuros da região de extração e processamento de carvão de Candiota, RS, Brasil. In Estudos ambientais em Candiota: carvão e seus impactos (E.C. Teixeira & M. J. R. Pires, orgs.). 1 ed. Fepam, Porto Alegre, v.1, p.163-175.

DI BERNARDO, M., MANEYRO, R. & GRILLO, H. 2006. New Species of *Melanophryniscus* (Anura: Bufonidae) from Rio Grande do Sul, Southern Brazil. J. Herpetol. 40(2):261-266.

DOBROVOLSKI, R. 2006. A paisagem do Parque Estadual de Itapeva, RS, e seu entorno: padrões, processos e fatores direcionadores. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul.

ESCOBAR, A., MANEYRO, R. & DI-BERNARDO, M. 2004. Rediscovery of *Melanophryniscus macrogranulosus* (Anura, Bufonidae), an endangered

species of amphibia from the State of Rio Grande do Sul, Brazil. Biociências, 12(1):57-58.

GARCIA, P.C.A. & VINCIPROVA, G. 1998. Range extensions of some anuran species for Santa Catarina and Rio Grande do Sul states, Brazil. Herpetol. Rev. 29(2):117-118.

GARCIA, P.C.A. & VINCIPROVA, G. 2003. Anfíbios. In Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul (C.S. Fontana, G.A. Bencke & R.E. Reis, orgs.). EDIPUCRS, Porto Alegre, p.85-100.

GAYER, S.M.P. GOMES, S & KRAUSE, L.S. 1988. Lista preliminar dos anfíbios da Estação Ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil. Rev. Bras. Zool. 5(3):419-425.

GIASSON, L.O.M. 2001. Geographic distribution. *Scinax nasica*. Herpetol. Rev. 32(4):273.

GIASSON, L.O.M. & CECHIN. S.T.Z. 2001. *Hyla nana*. First record. Herpetol. Rev. 32(4):271.

GRANT, T., FROST, D.R., CALDWELL, J.P., GAGLIARDO, R., HADDAD, C.F.B., KOK, P.J.R., MEANS, B.D., NOONAN, B.P., SCHARGEL, W. & WHEELER, W.C. 2006. Phylogenetics systematics of dart poison frogs and their relatives (Anura: Athesphatanura: Dendrobatidae). Bull. Am. Mus. Nat. Hist. 299:1-262.

FAIVOVICH, J., HADDAD, C.F.B., GARCIA, P.C.A., FROST, D.R., CAMPBELL, J.A. & WHEELER, W.C. 2005. Systematic review of the frog family hylidae, with especial reference to hylinae phylogenetic analisys and taxonomic revision. Bull. Am. Mus. Nat. Hist. 294:1-240.

FROST, D.R., GRANT, T., FAIVOVICH. J., BAIN, R., HASS, A., HADDAD, C.F.B., DE SÁ, R.O., CHANNING, A.,WILKINSON, M., DONNELLAN, S.C., RAXWORTY, C.J., CAMPBELL, J.A., BLOTTO, B.L., MOLER, P., DREWES, R.C., NUSSBAUM, R.A., LYNCH, J.D., GREEN, D.M. & WHEELER, W.C. 2006. The amphibian tree of life, Bull. Am. Mus. Nat. Hist. 297:1-370.

GUDYNAS, E. & GEHRAU, A. 1981. Notas sobre la distribuicion y ecologia de *Limnomedusa macroglossa* (Dumeril e Bibron, 1841) en Uruguay (Anura, Leptodactylidae). Iheringia, Zool. 60:81-99.

HADDAD, C.F.B. & SAZIMA, I. 1992. Anfíbios anuros da Serra do Japi. In História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil. (L.P.C. MORELLATO, org.). UNICAMP/ FAPESP, Campinas, p.188-211.

HADDAD, C.F.B. 1998. Biodiversidade dos anfíbios no estado de São Paulo. In Biodiversidade do estado de São Paulo: síntese do conhecimento ao final do século XX, 6: vertebrados. (C.A. Joly & C.E.M. Bicudo, orgs.). (R.M.C. Castro, ed.). FAPESP, São Paulo, p.17-267.

HEDGES, S.B., DUELLMAN, W.E., & HEINICKE, M.P. 2008. New World direct-developing frogs (Anura: Terrarana): molecular phylogeny, classification, biogeography, and conservation. Zootaxa. 1737(45):1-182.

HEINICKE, M.P., DUELLMAN, W.E. & HEDGES, B. 2007. Major Caribbean and Central American frog faunas originated by ancient oceanic dispersal. Proc. Natl. Acad. Sci. 104(24):10092-10097.

HEYER, W.R. 1984. Variation, systematics, and zoogeography of *Eleutherodactylus guenteri* and closely related species (Amphibia: Anura: Leptodactylidae). Smithson. Contrib. Zool. 402:1-41.

KINDEL, A. 2002. Diversidade e estratégias de dispersão de plantas vasculares da floresta paludosa do faxinal, Torres, RS. Tese de doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

KWET, A. 2001. Frösche im brasilianischen Araukarienwald - Anurengemeinschaft des Araukarienwaldes von Rio Grande do Sul: Diversität, Reproduktion und Ressourcenaufteilung. Natur und Tier-Verlag, Münster.

KWET, A. 2008. New species of *Hypsiboas* (Anura: Hylidae) in the *pulchellus* group from southern Brazil. Salamandra. 44(1):1-14.

KWET, A. & DI-BERNARDO, M. 1999. Pró-Mata Anfíbios. EDIPUCRS, Porto Alegre.

KWET, A., DI-BERNARDO, M. & MANEYRO, R. 2006. First record of *Chaunus achavali* (Anura: Bufonidae) from Rio Grande do Sul, Brazil, with a key for the identification of the species in the *Chaunus marinus* group. Iheringia, Zool. 96(4):479-485.

KWET, A., MANEYRO, R., ZILLIKENS, A. & MEBS, D. 2005. Advertisement calls of *Melanophryniscus dorsalis* (Mertens, 1933) and *M. montevidensis* (Philippi, 1902), two parapatric species from southern Brazil and Uruguay, with comments on morphological variation in the *Melanophryniscus stelzneri* group (Anura: Bufonidae). Salamandra. 41(1/2):1-18.

KWET, A. & MIRANDA, T. 2001. Zur biologie und taxonomie der swarzkrote *Melanophryniscus atroluteus* (Miranda-Ribeiro, 1929). Herpetofauna 23(134):19-27.

LANGONE, J.A. 1994. Ranas y sapos del Uruguay (reconocimiento y aspectos biológicos). Museo Damaso Antonio Larrañaga, Montevideo. (N° 5, série de divulgación).

LINDEMAN, J.C., IRGANG, B., PORTO, M.L.P., LOSCHEITER, M.L. & BATISTA, L.R.M. 1975. Estudos botânicos no Parque Estadual de Torres, Rio Grande do Sul, Brasil, II. Levantamento florístico da planície do curtume, da área de itapeva e da área colonizada. Iheringia, Bot. 21:15-52.

LINGNAU, R., ZANK, C., COLOMBO, P. & VINCIPROVA, G. 2006. Amphibia, Hylidae, *Itapotihyla langsdorffii*: distribution extension. Check List, 2(1):38-39.

LOEBMANN, D. 2005. Guia Ilustrado: Os anfíbios da região costeira do extremo sul do Brasil. USEB, Pelotas.

LOEBMANN, D. & VIEIRA, J.P. 2005. Relação dos anfíbios do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, RS, Brasil. Rev. Bras. Zool. 22(2):339-341.

LOPEZ, L.C.S. & RODRIGUES, P.J.F.P. 1999. Frogs and snakes as a phoretic dispersal agents of bromeliad ostracods (Limnocytheridae: *Elpidium*) and annelids (Naididae: *Dero*). Biotropica 31(4):705-708.

LYNN, W.G. & LUTZ, B. 1946. The development of *Eleutherodactylus guentheri* STDNR. 1864 (Salentia). Bol. Mus. Nac., Zool. 71:1-46.

MANEYRO, R. & LANGONE, J.A. 2001. Categorización de los anfibios del Uruguay. Cuadernos de Herpetologia. 15(2):107-118.

MELO, M.T.Q. 2002. Sapos, Rãs e Pererecas. Edição Especial: Delta do Jacuí. Nat. Rev. 13:54-59.

QUINTELA, F.M., MEDVEDOWISKY, I.G., NEVES, L.F., LOEBMANN, D. & FIGUEIREDO, M.R.C. Amphibia, Anura, Bufonidae, *Melanophryniscus dorsalis*: Distribution extension in the State of Rio Grande do Sul, Brazil. Check List. 3(2):100-103.

ROGOWITZ, G.L., RIVERA, M.C. & PUIGDOLLER, K.N. 1999. Water loss, cutaneous resistance, and effects of dehydration on locomotion of *Eleutherodactylus frogs*. J. compar. physiol. B. Biochem. Syst. Environ. Physiol. 169(3):179-186.

ROSSET, S.D. 2008. New species of *Odontophrynus* Reinhardt and Leutken 1862 (Anura: Neobatrachia) from Brazil and Uruguay. J. Herpetol. 42(1):134-144.

SILVANO, D.L. & SEGALLA, M.V. 2005. Conservação de anfíbios no Brasil. Megadiversidade 1(1):79-86.

TEDROS, M., KOLENC, F. & BORTEIRO, C. 2001. *Melanophryniscus montevidensis* (Philippi, 1902) (Anura, Bufonidae). Cuadernos Herpetol. 15:60.

ZANELLA, N., BUSIN, C.S., GIUSTI, A., CRESTANI, L. & OLIVEIRA, R.S. 2007. Amphibia, Anura, Bufonidae, *Melanophryniscus devincenzii*: first record for Brazil. Check List 3(2):104-104.

Recebido em 29/11/07
Versão Reformulada recebida em 29/07/08
Publicado em 07/08/08

Revisões Temáticas

Seleção de sítios de oviposição em anuros (Lissamphibia)
Wagner Rodrigues da Silva & Ariovaldo Antônio Giaretta *243*

Seleção de sítios de oviposição em anuros (Lissamphibia)

Wagner Rodrigues da Silva[1,2] & Ariovaldo Antônio Giaretta[1]

[1]Laboratório de Taxonomia, Ecologia Comportamental e Sistemática de Anuros Neotropicais, Instituto de Biologia, Campus Umuarama, Universidade Federal de Uberlândia – UFU, Bloco 2d, CEP 38400-902, Uberlândia, MG, Brasil, e-mail: thoropa@inbio.ufu.br
[2]Autor para correspondência: Wagner Rodrigues da Silva, e-mail: wagnerdrigues@yahoo.com.br

SILVA, W.R. & GIARETTA, A.A. **Oviposition site selection in anurans (Lissamphibia).** Biota Neotrop. 8(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?thematic-review+bn02008032008.

Abstract: Oviposition site selection is a kind of habitat selection in which the females choose egg-laying sites that maximize their reproductive success. In the present review, we compiled the main conclusions of major studies on this theme that used frogs as model organisms. In the literature, three main lines of investigations were recognized: 1) multiple factor analyses in natural habitats- within the breeding site, places with eggs/tadpoles are compared with unused sites, testing several abiotic and biotic factors that could potentially influence female's choice; 2) experiments with pools arranged in replicated blocks (treatments/control) to simulate oviposition sites differing in quality and 3) quantification of reproductive events associated with experimental manipulations in the field. Effectively, females of several frog species select oviposition sites more favorable to survival and development of eggs and tadpoles. In general, the female choice depends on the abundance and quality of potential egg-laying sites and on her discriminatory ability. Female choices usually mirror the main risks to survival and growth of the offspring, but discriminatory power is not absolute and partial or total losses of clutches and tadpoles may occur, most of them resulting from desiccation and predation. The sensory mechanisms that females use to discriminate the conditions of potential oviposition sites remain poorly known and unexplored. Besides affecting the parental reproductive success, the selective behavior potentially influence population dynamics and community structure by promoting habitat segregation among competitive species or prey-species and their predators.
Keywords: *habitat selection, egg-laying microhabitat, reproductive success, indirect effects, methodological approaches.*

SILVA, W.R. & GIARETTA, A.A. **Seleção de sítios de oviposição em anuros (Lissamphibia)**. Biota Neotrop.8(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?thematic-review+bn02008032008.

Resumo: A seleção de sítios de oviposição é uma forma de seleção de hábitat em que as fêmeas escolhem o micro-ambiente de desova procurando maximizar o sucesso reprodutivo. Nesta revisão, compilamos as principais conclusões de estudos sobre seleção de sítios de oviposição tendo os anuros como modelo. Na literatura, podemos reconhecer três linhas principais de investigação: 1) análise de múltiplos fatores em hábitat natural- no ambiente de reprodução, sítios com ovos e girinos são comparados com locais não utilizados com base em fatores abióticos e bióticos com potencial de influenciar a escolha da fêmea; 2) experimentos controlados com poças dispostas em blocos replicados simulando sítios potenciais de oviposição com diferenças na qualidade e 3) quantificações de eventos reprodutivos e experimentos de manipulação em ambiente natural. Fêmeas de várias espécies de anuros selecionam sítios de oviposição mais favoráveis à sobrevivência e desenvolvimento dos ovos e girinos. O comportamento de escolha depende da abundância e qualidade relativa dos locais potenciais de desova e da capacidade de discriminação da fêmea. Em geral, as escolhas das fêmeas respondem aos principais riscos à sobrevivência e desempenho da prole, porém apresentam eficiência relativa e perdas parciais ou totais de desovas e girinos são ocasionadas, principalmente, por fatores de mortalidade direta como dessecação e predação. Os mecanismos sensoriais que elas utilizam para discriminar as condições do ambiente de reprodução ainda são praticamente desconhecidos. Além de afetar o sucesso reprodutivo dos parentais, o comportamento de escolha pode influenciar na dinâmica de populações e estrutura de comunidades ao promover a segregação de hábitat entre espécies competidoras ou entre espécies-presa e seus predadores.
Palavras-chave: *seleção de hábitat, micro-ambiente de desova, sucesso reprodutivo, efeitos indiretos, métodos de estudo.*

Introdução

A seleção de hábitat é um processo pelo qual indivíduos escolhem ambientes mais favoráveis à sobrevivência e reprodução (revisão em Morris 2003). A seleção de sítios de oviposição é uma forma de seleção de hábitat em que os parentais, particularmente as fêmeas, escolhem o micro-ambiente de desova. Esse comportamento afeta o sucesso reprodutivo individual porque estabelece as condições de sobrevivência e desenvolvimento dos ovos e larvas. Portanto, a seleção natural deve favorecer fêmeas capazes de escolher locais de desova que maximizem o sucesso reprodutivo por meio de uma maior taxa de sobrevivência da prole (Bernardo 1996, Resetarits-Jr. 1996, Mousseau & Fox 1998).

Os anuros têm sido amplamente utilizados como modelo em estudos sobre seleção de sítios de oviposição (e.g., Skelly 2001, Binckley & Resetarits-Jr. 2002, 2003, Murphy 2003a, b, Rieger et al. 2004, Rudolf & Rödel 2005, Goldberg et al. 2006, Halloy 2006, Haramura 2008, Lin & Kam 2008). Eles constituem bons modelos nesse tema porque apresentam modos reprodutivos variados, reproduzem-se em hábitats diversos, são relativamente conspícuos devido à vocalização, concentram-se em pequenas áreas no período reprodutivo, desovam em locais espacialmente definidos (e.g., poças) e a maioria possui uma fase larval que se desenvolve nas condições definidas pelos adultos (Duellman & Trueb 1994, Murphy 2003a, Marsh & Borrell 2001, Rudolf & Rödel 2005).

Nesta revisão, compilamos as principais conclusões de estudos sobre seleção de sítios de oviposição em anuros (Anura) visando estabelecer comparações e destacar possíveis padrões e mecanismos gerais desse comportamento. Os dados obtidos através desse táxon podem contribuir para o esclarecimento de aspectos ecológicos e evolutivos da seleção de sítios de oviposição (e.g., principais pressões seletivas, efeitos indiretos nas populações e comunidades) e também para a orientação de linhas gerais de futuras pesquisas.

Métodos de Estudo

Na literatura, podemos reconhecer três linhas principais de investigação sobre seleção de sítios de oviposição:

1) Análise de múltiplos fatores em hábitat natural: no ambiente de reprodução da espécie em questão, sítios com ovos e girinos são comparados com sítios não utilizados. Fatores abióticos e bióticos com potencial de influenciar a escolha da fêmea são analisados simultaneamente (e.g., profundidade, propriedades físico-químicas da água, presença e tipo de competidores, predadores). Para inferir se há escolha de locais de postura específicos, os estudos analisam se a distribuição das desovas no ambiente tem associação com alguns desses fatores e se existe preferência ou se determinadas condições são evitadas (e.g., Howard 1978, Seale 1982, Caldwell 1986, Banks & Beebee 1987, Holomuzki 1995, Evans et al. 1996, Kam et al. 1996, Laurila 1998, Mitchell 2002, Dougherty et al. 2005, Ficetola et al. 2006, Goldberg et al. 2006, Hagman & Shine 2006, Lin & Kam 2008).
2) A segunda abordagem consiste em experimentos controlados em cativeiro ou semi-cativeiro (poças artificiais introduzidas em ambiente natural). Poças artificiais (e.g., recipientes plásticos) são dispostas de forma replicada (aos pares ou em blocos) para simular sítios potenciais de oviposição com diferenças nos fatores investigados (e.g., predador presente vs. ausente). Os tratamentos normalmente correspondem a sítios de baixa qualidade por oferecer, por exemplo, riscos de dessecação, competição, parasitismo, predação ou diferentes combinações e intensidades desses fatores. Os controles não apresentam esses fatores adversos e seriam, portanto, mais favoráveis à sobrevivência e desenvolvimento dos ovos e girinos. O comportamento das fêmeas é avaliado com base na distribuição dos ovos e girinos entre os tratamentos (ou controle). O objetivo principal do estudo é distinguir se a distribuição dos ovos é aleatória ou se as fêmeas são capazes de selecionar sítios de melhor qualidade (e.g., Resetarits-Jr. & Wilbur 1989, Crump 1991, Hopey & Petranka 1994, Petranka et al. 1994, Laurila & Aho 1997, Dillon & Fiaño 2000, Binckley & Resetarits Jr. 2002, 2003, Rieger et al. 2004, Halloy 2006, Haramura 2008); e
3) Alguns trabalhos têm procurado associar quantificações de eventos reprodutivos e experimentos de manipulação no ambiente natural. Nesta abordagem, o pesquisador determina alguns fatores-chave que afetam o sucesso reprodutivo da espécie em questão e depois avalia se esses fatores de fato influenciam a distribuição espacial e temporal das desovas. Para que o estudo não se limite a análises de correlação, experimentos podem ser realizados para atestar se há relação causal entre os fatores analisados e as escolhas das fêmeas. Aqui o objetivo principal é determinar se a escolha da fêmea quanto ao momento e local de postura reflete os principais riscos à sobrevivência e desenvolvimento dos ovos e girinos (e.g., Spieler & Linsenmair 1997, Marsh & Borrell 2001, Murphy 2003a, b, Rudolf & Rödel 2005).

Compilação Bibliográfica

Em geral, os estudos têm demonstrado que fêmeas de diversas espécies de anuros de diferentes grupos selecionam sítios de oviposição mais favoráveis à sobrevivência e desenvolvimento de seus ovos e girinos (e.g., Skelly 2001, Binckley & Resetarits-Jr. 2002, 2003, Murphy 2003a, b, Rieger et al. 2004, Rudolf & Rödel 2005, Goldberg et al. 2006, Halloy 2006, Haramura 2008). Dentre aproximadamente 35 estudos de caso publicados envolvendo 24 espécies, apenas em *Rana temporaria* Linnaeus, 1758 (Ranidae), a fêmea parece não ser seletiva em relação à presença de predadores de seus girinos (e.g., larvas de insetos, peixes) (Laurila & Aho 1997, Laurila 1998). Dentre esses estudos, compilamos na Tabela 1 os dados de publicações com quantificações mais robustas, experimentos elaborados e conclusões generalizadas sobre o assunto. Nela, apresentamos sucintamente as respostas das fêmeas, segundo a interpretação dos autores, frente aos principais fatores adversos à sobrevivência e desenvolvimento dos ovos e girinos. Destacamos que, no presente momento, em decorrência do número ainda insuficiente de publicações, da diversidade de linhagens (e.g., famílias), de fatores (e.g., tipo de predador), contextos (e.g., biomas, hábitats) e métodos dos diferentes estudos, ainda não é possível uma avaliação formal quantitativa (estatística) de eventuais padrões e tendências gerais.

A seleção de sítios de oviposição nos anuros parece envolver reconhecimento e discriminação de características estruturais e físico-químicas do corpo d'água (e.g., tamanho, profundidade, temperatura, pH) e/ou evitação de fatores de risco como dessecação, competição, parasitismo, canibalismo e predação (referências: Tabela 1). Os autores interpretaram a seleção como comportamentos deliberados de preferência ou evitação de determinadas condições no sentido de favorecer o sucesso reprodutivo individual. A escolha depende da abundância e qualidade relativa dos sítios, da capacidade de discriminação das fêmeas e da competição entre elas por locais de postura (Binckley & Resetarits Jr. 2003, Murphy 2003a, Rudolf & Rödel 2005). No geral, as fêmeas parecem reconhecer e discriminar diferenças sutis entre micro-ambientes similares (e.g., Kam et al. 1996, Rudolf & Rödel 2005, Ficetola et al. 2006, Haramura 2008, Lin & Kam 2008). No entanto, os mecanismos sensoriais que elas

Table 1. The major studies about oviposition site selection in anurans (Anura). The focal species, field/experimental conditions, factors that affect survival of eggs/tadpoles and authors' interpretation on female responses to these factors are presented for each publication. Updated and modified from Skelly (2001).

Tabela 1. Os principais estudos sobre seleção de sítios de oviposição em anuros (Anura). A espécie estudada, condições de campo e experimentais, fatores significativos que afetam a sobrevivência de ovos/girinos e interpretação dos autores em relação às respostas das fêmeas frente a esses fatores estão apresentados para cada publicação. Atualizado e modificado de Skelly (2001).

Fonte	Espécie	Condições	Fatores analisados	Interpretação
Resetarits Jr. & Wilbur (1989)	*Hyla chrysoscelis*	Poças artificiais (plásticas)	Girinos co-específicos, teleósteos, larvas de salamandra, girinos heteroespecíficos, salamandras adultas e insetos	Evitar competição Evitar predação Nenhum efeito
Crump (1991)	*Isthmohyla pseudopuma*	Poças artificiais	Girinos coespecíficos canibais, profundidade da poça	Evitar predação Evitar dessecação
Hopey & Petranka (1994)	*Lithobates sylvaticus*	Poças escavadas (campo)	Teleósteos predadores de ovos	Evitar predação
Petranka et al. (1994)	*Anaxyrus americanus*	Poças escavadas	Girinos heteroespecíficos predadores de ovos e girinos	Evitar predação
Laurila & Aho (1997)	*Rana temporaria*	Poças em hábitat natural	Teleósteos predadores de girinos	Nenhum efeito
Spieler & Linsenmair (1997)	*Hoplobatrachus occipitalis*	Poças em hábitat natural	Girinos co-específicos canibais, teleósteos, estabilidade hídrica da poça	Evitar predação Evitar dessecação
Fegraus & Marsh (2000)	*Engystomops pustulosus*	Poças artificiais	Idade da poça e propriedades físico-químicas da água	Nenhum efeito
Kiesecker & Skelly (2000)	*Hyla versicolor*	Poças artificiais	Caramujos infectados com trematódeos parasitas	Evitar parasitismo girinos
Marsh & Borrel (2001)	*Engystomops pustulosus*	Poças artificiais Riacho natural	Presença de ninhos e girinos co-específicos na poça	Evitar coespecíficos Preferência pela presença de coespecíficos
Binckley & Resetarits Jr. (2002)	*Hyla squirella*	Poças artificiais	Teleósteos predadores de ovos	Evitar predação
Binckley & Resetarits Jr. (2003)	*Hyla chrysoscelis*	Poças artificiais	Teleósteos predadores de ovos	Evitar predação
Murphy (2003a)	*Edalorhina perezi*	Poças em hábitat natural	Estabilidade hídrica da poça, náiades de Odonata predadoras de girinos, presença de ninhos e girinos co-específicos na poça	Evitar dessecação Evitar predação Evitar competição
Murphy (2003b)	*Edalorhina perezi*	Poças artificiais	Náiades de Odonata e presença de girinos co-específicos	Evitar predação Evitar competição
Rieger et al. (2004)	*Hyla femoralis*	Poças artificiais	Teleósteos predadores de girinos	Evitar predação
Rudolf & Rödel (2005)	*Phrynobatrachus guineensis*	Hábitat natural Experimentos (campo)	Estabilidade hídrica da poça e presença de girinos co-específicos	Evitar dessecação Preferência pela presença de coespecíficos

utilizam para discriminar as condições de sítios potenciais de oviposição ainda são praticamente desconhecidos. Spieler & Linsenmair (1997) sugeriram que fêmeas de *Hoplobatrachus occipitalis* (Gunther, 1858) (Dicroglossidae) avaliam a presença, densidade e tamanho de girinos coespecíficos através do olfato.

Estudos de Caso

Fêmeas de *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Ranidae) preferem desovar em sítios defendidos por machos maiores, onde seus embriões se desenvolvem mais rapidamente (água mais quente) e são menos atacados por sanguessugas. Portanto, a territorialidade parece estar relacionada ao domínio de locais de postura de maior qualidade e a predação por sanguessugas deve ser a principal pressão no processo de escolha (Howard 1978).

Lithobates sylvaticus (LeConte, 1825) desova comunalmente e prefere poças maiores e micro-ambientes com água mais quente, provavelmente porque essas condições aceleram o desenvolvimento dos girinos e reduzem os riscos de dessecação (Seale 1982). *Lithobates sphenocephalus* (Cope, 1886) apresenta desovas comunais apenas na estação fria (Caldwell 1986). Portanto, desova comunal deve conferir um micro-ambiente termicamente favorável aos ovos (e.g., acelerar o desenvolvimento) de espécies de *Lithobates* que se reproduzem em poças temporárias em regiões frias (Caldwell 1986).

Em condições experimentais, Zina (2006) observou que fêmeas de *Engystomops pustulosus* (Cope, 1864) (Leiuperidae) preferem

desovar comunalmente, o que parece reduzir os riscos de dessecação de ovos e girinos. Desovas comunais ocorrem em outras espécies de Leiuperidae (e.g., *Eupemphix nattereri* Steindachner, 1863, *Physalaemus marmoratus* (Reinhardt e Lutken, 1862)), porém, ainda não foi demonstrado se este fenômeno é gerado pelo comportamento de escolha efetiva das fêmeas. Outra distinção importante seria determinar se desovas comunais ocorrem porque as fêmeas preferem desovar em sítios já ocupados por desovas coespecíficas ou representam apenas um efeito colateral da escolha de sítios de maior qualidade por várias fêmeas com base em outros fatores ambientais (Giaretta & Menin 2004, Giaretta & Facure 2006). Portanto, estudos adicionais serão necessários para comprovar se este fenômeno é gerado pelo comportamento de escolha efetiva das fêmeas e quais as vantagens e desvantagens associadas.

Lithobates sylvaticus e *L. palustris* (LeConte, 1825) preferem hábitats sem peixes (Hopey & Petranka 1994, Holomuzki 1995), porém *Rana temporaria* (Ranidae) parece não evitar a presença de larvas de insetos ou peixes predadores de seus girinos (Laurila & Aho 1997, Laurila 1998). Em *R. japonica* Boulenger, 1879, a escolha de locais de postura parece envolver um balanço entre tamanho do corpo d'água e competição intra-específica. Entre poças pequenas, as fêmeas evitam aquelas com ovos e girinos coespecíficos, o que não ocorre entre poças maiores (Matsushima & Kawata 2005).

Bufo bufo (Linnaeus, 1758) e *Epidalea calamita* (Laurenti, 1768) (Bufonidae) preferem poças maiores apesar de conterem peixes predadores, provavelmente porque seus girinos são impalatáveis (Banks & Beebee 1987, Laurila 1998). No entanto, *Anaxyrus americanus* (Holbrook, 1836) (Bufonidae) escolhe poças mais efêmeras, porém sem peixes (Holomuzki 1995), e evitam também girinos de *Lithobates sylvaticus*, os quais são predadores de seus ovos e girinos (Petranka et al. 1994). Em *Rhinella marina* (Linnaeus, 1758) (Bufonidae), características estruturais e físico-químicas do corpo d'água parecem ser mais importantes que a presença de insetos e peixes predadores no processo de escolha. Poças temporárias, rasas, menos ácidas, com água transparente e sem vegetação marginal são preferidas, provavelmente porque essas condições aceleram o desenvolvimento dos girinos (Evan et al. 1996, Hagman & Shine 2006).

Os hilídeos (Hylidae) serviram de modelo em estudos experimentais. Em geral, os testes demonstraram que as fêmeas são realmente capazes de selecionar sítios de oviposição mais favoráveis à sobrevivência e desenvolvimento de seus ovos e girinos. Nos experimentos, *Hyla chrysoscelis* Cope, 1880, *H. squirella* Bosc in Daudin, 1800 e *H. femoralis* Bosc in Daudin, 1800 (Hylidae) evitaram poças com peixes, distribuindo a maioria (até 95%) de suas desovas em situação-controle (sem peixes). Como tendência geral, as fêmeas parecem não discriminar entre níveis contínuos de densidade desses predadores, mas apenas as condições de presença ou ausência, as quais produzem diferenças significativas na sobrevivência dos girinos (Resetarits-Jr. & Wilbur 1989, Binckley & Resetarits-Jr. 2002, 2003, Rieger et al. 2004).

As fêmeas de espécies de Hylidae respondem a outros fatores adversos além da predação por peixes. Por exemplo, *Isthmohyla pseudopuma* (Gunther, 1901) reduz os riscos de canibalismo e dessecação ao preferir poças mais profundas e sem girinos coespecíficos. A escolha resulta de um balanço, porque, no início da noite, poças profundas são favorecidas, porém quando elas se saturam de ovos, a preferência muda para poças rasas com menos ovos (Crump 1991). Fêmeas de *H. versicolor* LeConte, 1825 reconhecem a presença de caramujos portadores de trematódeos parasitas e escolhem poças sem esses moluscos ou com poucos indivíduos não infectados, reduzindo, assim, os riscos de parasitismo de seus girinos (Kiesecker & Skelly 2000).

Os autores desses estudos experimentais com os hilídeos ressaltam que a seleção de sítios de oviposição pode influenciar na dinâmica de populações e na estrutura de comunidades, promovendo, por exemplo, a segregação de hábitat entre espécies competidoras ou entre espécies-presa e seus predadores. Assim, a ausência de uma espécie num determinado local pode ser atribuída não somente a efeitos diretos (mortalidade) da dessecação, competição, parasitismo ou predação, mas também, ao comportamento de evitação da fêmea a esses fatores adversos (Resetarits-Jr. & Wilbur 1989, Crump 1991, Hopey & Petranka 1994, Kiesecker & Skelly 2000, Binckley & Resetarits-Jr. 2002, 2003, Rieger et al. 2004, Resetarits Jr. 2005).

Alguns pesquisadores analisaram a seleção de sítios de oviposição em ambiente natural associando experimentos de manipulação das condições locais (e.g., Spieler & Linsenmair 1997, Marsh & Borrel 2001, Murphy 2003a, b, Rudolf & Rödel 2005). Espécies que põem seus ovos em ninhos de espuma flutuantes (muitas espécies de Leiuperidae e Leptodactylidae) foram utilizadas como modelo em alguns desses estudos (e.g., Halloy & Fiaño 2000, Marsh & Borrell 2001, Murphy 2003a, b). Os autores investigaram se as escolhas dos parentais refletiam os principais riscos à sobrevivência dos ovos e girinos. Os experimentos testavam se havia evidência de relação causal entre os fatores analisados e as respostas das fêmeas. Em geral, esses estudos (detalhados logo abaixo) demonstraram que a seleção envolve um balanço entre fatores físicos e bióticos e que os parentais podem adotar diferentes estratégias em resposta a variações ambientais nas escalas espacial e temporal (e.g., variação sazonal na densidade de predadores, riscos de dessecação), embora as escolhas nem sempre assegurem proteção absoluta aos ovos e girinos (Spieler & Linsenmair 1997, Marsh & Borrell 2001, Murphy 2003a, b). Fatores de mortalidade de ovos e larvas, tais como dessecação e predação, causam maior impacto no sucesso reprodutivo dos parentais comparado à competição ou características estruturais e físico-químicas do corpo d'água. Portanto, é provável que fatores de mortalidade direta sejam as principais pressões sobre a evolução de mecanismos sensoriais que permitam acessar a qualidade do ambiente de reprodução (Spieler & Linsenmair 1997, Murphy 2003a, b, Rudolf & Rödel 2005).

A idade da poça e propriedades químicas da água não influenciam na escolha de sítios por *Engystomops pustulosus* (Leiuperidae) (Fegraus & Marsh 2000). Em experimentos, os parentais evitam poças com ninhos e girinos coespecíficos, porém, em riachos naturais, poças ocupadas por coespecíficos são selecionadas, provavelmente porque estes indicam condições favoráveis (Dillon & Fiaño 2000, Marsh et al. 2000, Marsh & Borrell 2001). Como o aumento da densidade retarda o crescimento dos girinos, a evitação de coespecíficos pode ser uma estratégia vantajosa em experimentos cujo contexto homogêneo não oferece outros fatores adversos a serem considerados pela fêmea. No riacho, a aparente preferência por sítios ocupados provavelmente representa uma resposta à qualidade do hábitat e não à presença de coespecíficos, visto que poças maiores e com mais folhas são as mais utilizadas. Portanto, a seleção de sítios de oviposição nesta espécie envolve um balanço entre fatores físicos e bióticos e os parentais podem adotar estratégias opostas em função do contexto ecológico (Marsh & Borrell 2001).

A dessecação e predação por larvas de insetos são as principais ameaças ao sucesso reprodutivo de *Edalorhina perezi* Jimenez de la Espada, 1870 (Leiuperidae) em seu hábitat natural (Murphy 2003a). Os adultos respondem parcialmente a esses fatores na distribuição de suas desovas no ambiente. Por exemplo, poças recém-formadas logo após a incidência de chuvas possuem menos insetos predadores (e.g., náiades de Odonata) e são ativamente selecionadas como sítios de vocalização e oviposição. Até meados da estação chuvosa, as fêmeas

escolhem poças com maior persistência hídrica, porém, no final, poças efêmeras são as mais utilizadas apesar de oferecerem maiores riscos de dessecação. A presença de coespecíficos retarda o crescimento dos girinos, aumentando os riscos de morte por dessecação, porém, a competição intra-específica parece ser secundária na seleção em relação à predação (Murphy 2003a).

Em experimentos conduzidos no campo, os adultos de *E. perezi* também escolhem poças sem insetos predadores como sítios de vocalização e oviposição, mas as fêmeas são mais seletivas e evitam também girinos coespecíficos (Murphy 2003b). Ambos os sexos preferem tratamentos com os riscos de competição intra-específica em vez de predação, resposta condizente com o maior impacto da predação na sobrevivência dos ovos e girinos em condições naturais (Murphy 2003a, b). As escolhas das fêmeas exibem variação sazonal, porque, no início da estação chuvosa, elas evitam poças com predadores, mas no final não, provavelmente porque a densidade deles diminui no decorrer da estação ou porque elas tornam-se menos seletivas em razão da aproximação do final do período reprodutivo. No entanto, o esclarecimento deste fenômeno requer mais estudos. As fêmeas podem atrasar a postura quando todos os tratamentos oferecem riscos (competição/ predação) (Murphy 2003b). Esse atraso pode ser vantajoso, porque eventos de secagem completa do corpo d'água eliminam coespecíficos e predadores aquáticos, tornando as poças recém-formadas mais favoráveis à oviposição (Murphy 2003a). Portanto, as escolhas das fêmeas de *E. perezi* respondem parcialmente aos principais riscos à sobrevivência de sua prole e se ajustam a variações ambientais nas escalas espacial e temporal, mas essa capacidade de resposta é limitada e, frequentemente, resulta em perdas parciais ou totais de desovas e girinos (Murphy 2003a, b).

Dessecação e canibalismo são os principais riscos à sobrevivência de girinos de *Hoplobatrachus occipitalis* (Dicroglossidae). A seleção de sítios de oviposição nesta espécie reflete esses riscos, porque as fêmeas escolhem poças mais persistentes e sem ovos ou girinos co-específicos. Em experimentos no ambiente natural, elas são capazes de reconhecer também diferenças na densidade e classes de tamanho de girinos co-específicos, porque poças com menores densidades ou aquelas com girinos menores são escolhidas. Provavelmente, elas analisam a estabilidade das poças monitorando a redução no volume de água em visitas consecutivas. Como os experimentos excluíam a possibilidade de avaliações táteis e visuais (tela protetora), é provável então que as fêmeas reconhecessem a presença, densidade e tamanho dos girinos usando o olfato (Spieler & Linsenmair 1997).

Phrynobatrachus guineensis Guibe e Lamotte, 1962 (Phrynobatrachidae) desova em fitotelmatas ou conchas vazias de moluscos. Os adultos selecionam sítios para vocalização e oviposição com maior capacidade de retenção de água, reduzindo, assim, os riscos de dessecação dos girinos. Provavelmente, eles monitoram a redução no volume de água em visitas consecutivas antes da escolha definitiva. No entanto, muitos sítios com estabilidade hídrica favorável à oviposição não são utilizados, porque as fêmeas preferem aqueles já ocupados por ovos e girinos coespecíficos, os quais devem indicar ausência ou baixa densidade de predadores. Portanto, a seleção de sítios de oviposição em *P. guineensis* envolve um balanço entre fatores abióticos e bióticos. A estabilidade hídrica define inicialmente sítios propícios à oviposição, enquanto que a presença de coespecíficos explica as diferenças na freqüência de uso dentre esses sítios inicialmente favoráveis (Rudolf & Rödel 2005).

Conclusões Gerais

Neste tópico, destacamos alguns padrões gerais da seleção de sítios de oviposição e apresentamos ao final algumas questões com potencial para serem exploradas em estudos futuros. A seleção efetiva de sítios de oviposição ocorre em espécies de anuros de diferentes grupos e em hábitats variados e, provavelmente, evoluiu em resposta a pressões seletivas diversas (ver Tabela 1). Em geral, os parentais possuem a capacidade de reconhecer, discriminar e selecionar micro-sítios mais favoráveis à sobrevivência e desenvolvimento dos ovos e girinos, procurando maximizar, portanto, o sucesso reprodutivo individual. A seleção é realizada essencialmente pelas fêmeas, mas, em algumas espécies (e.g., *Edalorhina perezi*, *Lithobates catesbeianus*, *Phrynobatrachus guineensis*), os machos também participam do processo ao escolherem sítios de vocalização com condições favoráveis à oviposição (e.g., predadores ausentes), porém, mesmo nestes casos, eles são menos seletivos (e.g., indiferentes à presença de girinos coespecíficos).

No ambiente natural, a seleção de sítios de oviposição ocorre em contexto ecológico heterogêneo, variável no tempo e no espaço e envolve um balanço entre fatores abióticos e bióticos. Os fatores que causam mortalidade direta dos ovos e girinos, tais como dessecação e predação, parecem ter maior impacto no processo de escolha em comparação a outros fatores como, competição ou características estruturais e físico-químicas do corpo d'água.

De maneira geral, as escolhas das fêmeas refletem os principais riscos à sobrevivência e desenvolvimento dos ovos e girinos, normalmente apresentam flexibilidade em função do contexto ecológico e promovem um aumento potencial do sucesso reprodutivo. No entanto, as escolhas apresentam eficiência relativa e não são raros os eventos de perda parcial ou total de desovas e girinos.

Além de afetar o sucesso reprodutivo dos parentais, a seleção de sítios de oviposição tem potencial para influenciar a dinâmica de populações e a estrutura de comunidades ao promover a segregação ou co-ocorrência de determinadas espécies. Portanto, é importante considerar esse comportamento em estudos de ecologia de populações e comunidades.

Desovas comunais ocorrem em algumas espécies das famílias Ranidae (e.g., *Lithobates sylvaticus*, *L. sphenocephalus*) e Leiuperidae (e.g., *Eupemphix nattereri*), porém, ainda não foi demonstrado se este fenômeno é gerado pelo comportamento de escolha efetiva das fêmeas.

Um aspecto ainda pouco explorado refere-se aos mecanismos sensoriais que as fêmeas utilizam para reconhecer e discriminar as condições do ambiente de reprodução. Novamente, os anuros podem servir de modelo para esclarecer a evolução desses mecanismos que possibilitam aos organismos selecionarem sítios de oviposição mais favoráveis ao seu sucesso reprodutivo.

Os anuros têm sido amplamente utilizados como modelo em estudos sobre seleção de sítios de oviposição. No entanto, espécies com desova terrestre e girinos aquáticos ainda não foram devidamente exploradas, o que seria pertinente uma vez que as fases iniciais do desenvolvimento ocorrem em ambientes totalmente diferentes daqueles onde os girinos se desenvolvem. Considerando as diferenças entre os ambientes terrestre e aquático nos elementos abiótico e biótico, é provável então que as condições favoráveis para desovas terrestres e girinos aquáticos sejam de naturezas diversas, o que deve exigir das fêmeas critérios diferenciados no processo de escolha (e.g., micro-ambiente sombreado para desovas- proteção contra dessecação versus corpo d'água iluminado para os girinos- acelerar o desenvolvimento larval).

Agradecimentos

Suporte financeiro pela CAPES (WRS), FAPEMIG e CNPq (AAG).

Referências Bibliográficas

BANKS, B. & BEEBEE, T.J.C. 1987. Factors influencing breeding site choice by the pioneering amphibian *Bufo calamita*. Holarctic. Ecol. 10(1):14-21.

BERNARDO, J. 1996. Maternal effects in animal ecology. Amer. Zool. 36(2):83-105.

BINCKLEY, C.A. & RESETARITS Jr., W.J. 2002. Reproductive decisions under threat of predation: squirrel treefrog (*Hyla squirella*) responses to banded sunfish (*Enneacanthus obesus*). Oecologia 130(1):157-161.

BINCKLEY, C.A. & RESETARITS Jr., W.J. 2003. Functional equivalence of non-lethal effects: generalized fish avoidance determines distribution of gray treefrog, *Hyla chrysoscelis*, larvae. Oikos 102(3):623-629.

CALDWELL, J.P. 1986. Selection of egg deposition sites: a seasonal shift in the southern leopard frog, *Rana sphenocephala*. Copeia 1986(1):249-253.

CRUMP, M.L. 1991. Choice of oviposition site and egg load assessment by a treefrog. Herpetologica 47(3):308-315.

DILLON, M.E. & FIAÑO, J. 2000. Oviposition site selection by the túngara frog (*Physalaemus pustulosus*). Copeia 2000(3):883-885.

DOUGHERTY, C.K., VAALA, D.A. & SMITH, G.R. 2005. Within-pond oviposition site selection in two spring-breeding amphibians (*Ambystoma maculatum* and *Rana sylvatica*). J. Freshwater. Ecol. 20(4):781-782.

DUELLMAN, W.E. & TRUEB, L. 1994. Biology of amphibians. Johns Hopkins University, Baltimore.

EVANS, M., YÁBER, C. & HERO, J.M. 1996. Factors influencing choice of breeding site by *Bufo marinus* in its natural habitat. Copeia 1996(4):904-912.

FEGRAUS, E.H. & MARSH, D.M. 2000. Are newer ponds better? Pond chemistry, oviposition site selection, and tadpole performance in the túngara frog, *Physalaemus pustulosus*. J. Herpetol. 34(3):455-459.

FICETOLA, G.F., VALOTA, M. & BERNARDI, F. 2006. Temporal variability of spawning site selection in the frog *Rana dalmatina*: consequences for habitat management. Anim. Biodivers. Conserv. 29(2):157-163.

GIARETTA, A.A. & MENIN, M. 2004. Reproduction, phenology and mortality sources of a species of *Physalaemus* (Anura: Leptodactylidae). J. Nat. Hist. 38(13):1711-1722.

GIARETTA, A.A. & FACURE, K.G. 2006. Terrestrial and communal nesting in *Eupemphix nattereri* (Anura, Leiuperidae): interactions with predators and pond structure. J. Nat. Hist. 40(44-46):2577-2587.

GOLDBERG, F.J., QUINZIO, S. & VAIRA, M. 2006. Oviposition site selection by the toad *Melanophryniscus rubriventris* in an unpredictable environment in Argentina. Can. J. Zool. 84(5):699-705.

HAGMAN, M. & SHINE, R. 2006. Spawning site selection by feral cane toads (*Bufo marinus*) at an invasion front in tropical Australia. Austral. Ecol. 31(5):551-558.

HALLOY, M. & FIAÑO, J.M. 2000. Oviposition site selection in *Pleurodema borellii* (Anura, Leptodactylidae) may be influenced by tadpole presence. Copeia 2000(2):606-609.

HALLOY, M. 2006. Choice of oviposition site in *Pleurodema borellii* (Leptodactylidae): importance of conspecific tadpole size. S. Am. J. Herpetol. 1(1):72-78.

HARAMURA, T. 2008. Experimental test of spawning site selection by *Buergeria japonica* (Anura: Rhacophoridae) in response to salinity level. Copeia 2008(1):64-67.

HOLOMUZKI, J.R. 1995. Oviposition sites and fish-deterrent mechanisms to two stream anurans. Copeia 1995(3):607-613.

HOPEY, M.E. & PETRANKA, J.W. 1994. Restriction of wood frogs to fish-free habitats: how important is adult choice? Copeia 1994(4):1023-1025.

HOWARD, R.D. 1978. The influence of male defended oviposition sites on early embryo mortality in bullfrogs. Ecology 59(4):789-798.

KAM, Y.C., CHUANG, Z.S. & YEN, C.F. 1996. Reproduction, oviposition site selection, and tadpole oophagy of an arboreal nester, *Chirixalus eiffingeri* (Rhacophoridae), from Taiwan. J. Herpetol. 30(1):52-59.

KIESECKER, J.M. & SKELLY, D.K. 2000. Choice of oviposition site by gray treefrogs: the role of potential parasitic infection. Ecology 81(10):2939-2943.

LAURILA, A. & AHO, T. 1997. Do female common frogs choose their breeding habitat to avoid predation on tadpoles? Oikos 78(3):585-591.

LAURILA, A. 1998. Breeding habitat selection and larval performance of two anurans in freshwater rock-pools. Ecography 21(5):484-494.

LIN, Y.S. & KAM, Y.C. 2008. Nest choice and breeding phenology of an arboreal breeding frog, *Kurixalus eiffingeri* (Rhacophoridae), in a bamboo forest. Zool. stud. 47(2):129-137.

MARSH, D.M., RAND, A.S. & RYAN, M.J. 2000. Effects of inter-pond distance on the breeding ecology of túngara frogs. Oecologia 122(4):505-513.

MARSH, D.M. & BORRELL, B.J. 2001. Flexible oviposition strategies in túngara frogs and their implications for tadpole spatial distributions. Oikos 93(1):101-109.

MATSUSHIMA, N. & KAWATA, M. 2005. The choice of oviposition site and the effects of density and oviposition timing on survivorship in *Rana japonica*. Ecol. Res. 20(1):81-86.

MITCHELL, N.J. 2002. Nest-site selection in a terrestrially breeding frog with protracted development. Aust. J. Zool. 50(3):225-235.

MORRIS, D.W. 2003. Toward an ecological synthesis: a case for habitat selection. Oecologia 136(1):1-13.

MOUSSEAU, T.A. & FOX, C.W. 1998. The adaptive significance of maternal effects. Tree 13(10):403-407.

MURPHY, P.J. 2003a. Does reproductive site choice in a Neotropical frog mirror variable risks facing offspring? Ecol. Monogr. 73(1):45-67.

MURPHY, P.J. 2003b. Context-dependent reproductive site choice in a Neotropical frog. Behav. Ecol. 14(5):626-633.

PETRANKA, J.W., HOPEY, M.E., JENNINGS, B.T., BAIRD, S.D. & BOONE, S.J. 1994. Breeding habitat segregation of wood frogs and American toads: the role of interspecific tadpole predation and adult choice. Copeia 1994(3):691-697.

RESETARITS Jr., W.J. & WILBUR, H.M. 1989. Choice of oviposition site by *Hyla chrysoscelis*: role of predators and competitors. Ecology 70(1):220-228.

RESETARITS Jr., W.J. 1996. Oviposition site choice and life history evolution. Amer. Zool. 36(2):205-215.

RESETARITS Jr., W.J. 2005. Habitat selection behavior links local and regional scales in aquatic systems. Ecol. Lett. 8(5):480-486.

RIEGER, J.F., BINCKLEY, C.A. & RESETARITS Jr., W.J. 2004. Larval performance and oviposition site preference along a predation gradient. Ecology 85(8):2094-2099.

RUDOLF, V.H.W. & RÖDEL, M.O. 2005. Oviposition site selection in a complex and variable environment: the role of habitat quality and conspecific cues. Oecologia 142(2):316-325.

SEALE, D.B. 1982. Physical factors influencing oviposition by the woodfrog, *Rana sylvatica*, in Pennsylvania. Copeia 1982(3):627-635.

SKELLY, D.K. 2001. Distributions of pond-breeding anurans: an overview of mechanisms. Israel. J. Zool. 47:313-332.

SPIELER, M. & LINSENMAIR, K.E. 1997. Choice of optimal oviposition sites by Hoplobatrachus occipitalis (Anura, Ranidae) in an unpredictable and patchy environment. Oecologia 109(2):184-199.

ZINA, J. 2006. Communal nests in *Physalaemus pustulosus* (Amphibia: Leptodactylidae): experimental evidence for female oviposition preferences and protection against desiccation. Amphibia-Reptilia 27(1):148-150.

Recebido em 09/07/08
Versão reformulada recebida em 29/08/08
Publicado em 16/09/08

Short communications

Primer informe de *Lutzomyia yuilli* Young & Porter, 1972 y *Lutzomyia triramula* (Fairchild & Hertig 1952) (Diptera: Psychodidae) en el departamento de Caldas, Colombia
Daniela Vergara, Lina María Carrillo, Eduar Elías Bejarano & Iván Darío Vélez.....*251*

Ocorrência de Naididae (Annelida: Oligochaeta) em três espécies de gastrópodes em campos irrigados no sudeste do Brasil
Renato Tavares Martins & Roberto da Gama Alves.....*255*

Primer informe de *Lutzomyia yuilli* Young & Porter, 1972 y *Lutzomyia triramula* (Fairchild & Hertig 1952) (Diptera: Psychodidae) en el departamento de Caldas, Colombia

Daniela Vergara[1,4], Lina María Carrillo[1,2], Eduar Elías Bejarano[3] & Iván Darío Vélez[1]

[1]Programa de Estudio y Control de Enfermedades Tropicales – PECET,
Universidad de Antioquia – UDEA,
Calle 62, n° 52-59, A.A. 1226, Medellín, Antioquia, Colombia
[2]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad de Antioquia – UDEA,
Carrera 75 No. 65-87, A.A. 1226, Medellín, Antioquia, Colombia
[3]Grupo de Investigaciones Biomédicas, Universidad de Sucre – UNISUCRE,
Cra. 14, n° 16B-32, A.A. 406, Sincelejo, Sucre, Colombia
[4]Autor para correspondencia: Daniela Vergara,
e-mail: verdaniela@gmail.com, http://medicina.udea.edu.co/pecet

VERGARA, D., CARRILLO, L.M., BEJARANO, E.E. & VÉLEZ, I.D. 2008. **First record of *Lutzomyia yuilli* Young & Porter, 1972 and *Lutzomyia triramula* (Fairchild & Hertig 1952) (Diptera: Psychodidae) in Caldas departament, Colombia.** Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?short-communication+bn00708032008.

Abstract: Nine species of *Lutzomyia* were collected during the research of various cutaneous leishmaniasis foci in the department of Caldas, Colombia: *Lutzomyia gomezi* (Nitzulescu, 1931), *Lu. ayrozai* (Barretto & Coutinho 1940), *Lu. panamensis* (Shannon 1926), *Lu. bifoliata* Osorno, Morales, Osorno & Hoyos, 1970, *Lu. trapidoi* (Fairchild & Hertig 1952), *Lu. yuilli* Young & Porter, 1972, *Lu. triramula* (Fairchild & Hertig 1952), *Lu. atroclavata* (Knab 1913), and *Lu. trinidadensis* (Newstead 1922). Two of these species constitute a new record for the department, *Lu.yuilli* of the subgenus *Nyssomyia*, and *Lu. triramula* of the subgenus *Trichopygomyia*. The specimens of *Lu. yuilli* were collected using Shannon and CDC light traps in the municipality of Norcasia, while the specimens of *Lu. triramula* were collected using light and sticky traps in both Norcasia and Victoria municipalities. The importance of this finding, taking into account the limited distribution of *Lu. triramula* in the Colombian territory and the vector capacity of *Lu. yuilli* is considered.
Keywords: *Phlebotominae, Leishmania, Nyssomyia, Trichopygomia, new record, Colombia.*

VERGARA, D., CARRILLO, L.M., BEJARANO, E.E. & VÉLEZ, I.D. 2008. **Primer informe de *Lutzomyia yuilli* Young & Porter, 1972 y *Lutzomyia triramula* (Fairchild & Hertig 1952) (Diptera: Psychodidae) en el departamento de Caldas, Colombia**. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/es/abstract?short-communication+bn00708032008.

Resumen: Durante estudios de foco en varios municipios del departamento de Caldas, Colombia, donde se han presentado casos de leishmaniosis cutánea, se recolectaron nueve especies de *Lutzomyia*: *Lutzomyia gomezi* (Nitzulescu 1931), *Lu. ayrozai* (Barreto & Coutinho 1940), *Lu. panamensis* (Shannon 1926), *Lu. bifoliata* Osorno, Morales, Osorno & Hoyos, 1970, *Lu. trapidoi* (Farchild & Hertig 1952), *Lu. yuilli* Young & Porter, 1952, *Lu. triramula* (Fairchild & Hertig 1952), *Lu. atroclavata* (Knab 1913) y *Lu. trinidadensis* (Newstead 1922). Dos de estos taxones constituyen nuevos registros para el departamento, *Lu. yuilli* del subgénero *Nyssomyia*, y *Lu. triramula* del subgénero *Trichopygomyia*. Los individuos de *Lu. yuilli* se obtuvieron mediante el uso de trampas de luz tipo Shannon y CDC en el municipio de Norcasia, mientras que los de *Lu. triramula* se recolectaron usando trampas de luz y adhesivas en los municipios de Norcasia y Victoria. Se discute la importancia de este hallazgo teniendo en cuenta la limitada distribución de *Lu. triramula* en el territorio colombiano y la capacidad vectorial de *Lu. yuilli*.
Palabras-clave: *Phlebotominae, Leishmania, Nyssomyia, Trichopygomia, nuevo registro, Colombia.*

Introducción

La leishmaniosis es una enfermedad zoonótica causada por parásitos del género *Leishmania* con un ciclo de vida complejo en donde participa un huésped vertebrado, un reservorio que casi siempre es un mamífero, y un insecto vector que en América es del género *Lutzomyia* (Schmidt & Roberts 2000).

Los insectos del género *Lutzomyia* pertenecen a la familia Psychodidae y a la subfamilia Phlebotominae. Algunos de los miembros de esta subfamilia son los responsables de la transmisión de otras enfermedades además de la leishmaniosis, como la bartonelosis y algunos arbovirus. Cerca de 460 especies de *Lutzomyia* han sido registradas en América y aproximadamente 30 de éstas se encuentran asociadas con la transmisión de leishmaniosis (Young & Duncan 1994). En Colombia, se han registrado 141 especies de *Lutzomyia* (Bejarano 2006, Bejarano et al. 2006) desde los 0 a los 2400 msnm en una gran variedad de ecosistemas (Montoya-Lerma & Ferro 1999). Solo nueve de estas especies de flebotomíneos están considerados como vectores de *Leishmania* spp.: *Lu. longipalpis* (Lutz & Neiva 1912), *Lu. evansi* (Nuñez-Tovar, 1924), *Lu. spinicrassa* Morales, Osorno, Osorno & Hoyos, 1969, *Lu. hartmanni* (Fairchild & Hertig 1957), *Lu. umbratilis* Ward & Frahia, 1977, *Lu. trapidoi* (Fairchild & Hertig 1952), *Lu. yuilli* Young & Porter, 1972, *Lu. panamensis* (Shannon, 1926) y *Lu. gomezi* (Nitzulescu, 1931) (Santamaría et al. 2006, Montoya-Lerma & Ferro 1999).

En Colombia la leishmaniosis es endemica y afecta principalmente a las poblaciones humanas que habitan las areas rurales y semi-urbanas del país. La transmisión ocurre generalmente en áreas boscosas donde los humanos se infectan al penetrar en los biotopos del vector. Sin embargo, se encuentran insectos vectores dentro de las viviendas, en cuyo caso la enfermedad involucra a familias enteras en las que predominan la pobreza y las dificultades para acceder a los servicios de salud, lo que genera un alto subregistro de la enfermedad (Vélez et al. 1991). Pese a ello se registraron oficialmente 8.447 casos de leishmaniosis en el año 2006 (Sivigila 2006).

Teniendo en cuenta que esta enfermedad constituye un problema de salud pública en Colombia, se hace necesario y prioritario registrar las especies de *Lutzomyia* presentes en las diferentes regiones del país para facilitar el control vectorial de la leishmaniosis (Bejarano et al. 2003). El presente artículo tiene como objetivo informar por primera vez el hallazgo de dos especies, *Lu. yuilli* y *Lu. triramula* (Fairchild & Hertig 1952) en el departamento de Caldas.

Materiales y Métodos

La recolección de los individuos se hizo durante el mes de noviembre de 2006 en varios municipios del departamento de Caldas, Colombia, uno de los cuales fue Norcasia. Este municipio se encuentra ubicado a 5° 34' N y a 74° 51' O a una altura de 335 msnm, con una temperatura promedio de 25 °C y una pluviosidad de 4340 mm anuales.

Otro de los municipios muestreados fue La Victoria. La recolección de insectos se hizo en las afueras del municipio, ubicado a 5° 33' N y a 74° 53' O, a una altura de 550 msnm. La temperatura media de La Victoria es de 25 °C, con una precipitación promedio anual de 3.717 mm. El territorio que comprende este municipio se caracteriza por tener extensas áreas planas con temperaturas altas y su superficie corresponde a un piso térmico cálido.

En el municipio de Norcasia el muestreo se realizó usando trampas de luz tipo Shannon y CDC, mientras que en La Victoria se utilizaron trampas de papel saturado en aceite de ricino. Para las trampas Shannon se emplearon tres colectores equipados con aspiradores bucales. Las trampas CDC fueron ubicadas en el peridomicilio entre las 18 y las 06 horas, en tanto que las trampas de papel permanecieron en el extradomicilio durante ocho días. Estas últimas se pusieron en un transecto de 186 km, a lo largo del río La Miel, desde San Miguel, en el municipio de Puerto Triunfo, Antioquia, hasta Marquetalia, en el departamento de Caldas.

Los flebotomíneos recogidos se transportaron en frascos de 1.5 mL con alcohol al 90% hasta el Laboratorio de Entomología del Programa de Estudio y Control de Enfermedades Tropicales – PECET de la Universidad de Antioquia. Posteriormente, los insectos fueron aclarados con una solución de ácido láctico y ácido fénico en proporción 1:1 para su posterior montaje con el medio de Hoyer en láminas portaobjeto. Para la identificación de especie se usó la clave de Young & Duncan (1994).

Resultados y Discusión

Durante la recolecta realizada durante cuatro días con los métodos de captura CDC y Shannon, se obtuvieron 55 hembras y 5 machos de siete especies de *Lutzomyia*. La distribución por especies de las hembras fue la siguiente: 2 pertenecientes a *Lu. gomezi*, 37 a *Lu. ayrozai* (Barretto & Coutinho 1940), 5 a *Lu. panamensis*, 4 a *Lu. bifoliata*, 3 a *Lu. trapidoi*, 3 a *Lu. yuilli* y 1 a *Lu. triramula*. Así mismo, se recolectó 1 macho de *Lu. gomezi*, 3 de *Lu. ayrozai* y 1 de *Lu. bifoliata*, Osorno, Morales, Osorno & Hoyos, 1970.

Los once especímenes recogidos con las trampas de papel se distribuyeron de la siguiente manera: cuatro hembras de las especies *Lu. atroclavata*, *Lu. gomezi*, *Lu. trinidadensis* (Newstead 1922), y *Lu. triramula*, y siete machos de la especie *Lu. trinidadensis*. Entre las especies encontradas se destacan por su importancia vectorial para la leishmaniosis, *Lu. gomezi*, *Lu. panamensis*, *Lu. trapidoi* y *Lu. yuilli*. Esta última no había sido registrada antes para el departamento de Caldas

Lu. yuilli pertenece al subgénero *Nyssomyia* de reconocida importancia médica debido a que la mayoría de sus especies son antropofílicas y vectores de algunos arbovirus, así como de leishmaniosis. Esta especie tiene una amplia distribución en varios países de América Latina como Colombia, Perú, Ecuador, Brasil, Bolivia y Venezuela (Young & Duncan 1994).

En Colombia, *Lu. yuilli* se ha encontrado tanto en los bosques, como en el peri e intradomicilio (Cortés 2006, Sandoval et al. 2006, Santamaría et al. 2006, Barreto et al. 2000). Uno de los hallazgos más importantes de *Lu. yuilli* es el aislamiento de *Leishmania* (*Viannia*) *panamensis* en individuos capturados en el intra y peri domicilio del departamento de Boyacá (Santamaría et al. 2006, Young & Duncan 1994). Esto indica que *Lu. yuilli* probablemente participa activamente en la transmisión de esta especie de *Leishmania*, que causa mas del 50% de los casos de leishmaniosis cutánea en el país (Vélez et al. datos sin publicar).

Otra de las especies encontradas y no reportada antes en el departamento de Caldas es *Lu. triramula*, mientras que *Lu. ayrozai* es registrada por primera vez en el municipio de Norcasia (Barreto et al. 2006). Esta última pertenece al subgénero *Psychodopygus* (Mangabeira 1941), de amplia distribución en América, y se encuentra en Panamá, Colombia, Venezuela, Trinidad, Guyana Francesa, Ecuador, Perú, Brasil y Bolivia. Se ha comprobado su importancia epidemiológica en la Amazonia brasileña donde es muy antropofílica y ha sido incriminada como vector de *Le (V.) naiffi* (Afonso et al. 2007).

Por último, *Lu. triramula* se encuentra agrupada en el subgénero *Trichopygomyia*. Este subgénero se caracteriza por tener individuos que se ven atraídos por la luz (Young & Duncan 1994) y se han encontrado en cuevas de armadillos (Christensen & Vasquez 1982). Aunque la importancia médica del subgénero es desconocida debido a que las hembras no son antropofílicas, Hashiguchi et al. (1992) capturaron a miembros de *Trichopygomyia* utilizando cebo humano.

Esta especie se encuentra distribuida en América desde Guatemala hasta Ecuador.

Desde el punto de vista ecológico, es importante notar que la mayoría de los registros de *Lu. yuilli* y *Lu. triramula* en Colombia (Bejarano 2006), provienen de ecosistemas de bosque húmedo, lo que coincide en parte con lo encontrado en el presente estudio. Excepcionalmente, *Lu. yuilli* también ha sido registrada en zonas de bosque seco tropical del norte del país (Cortés 2006).

El hallazgo de *Lu. yuilli* y *Lu. triramula* en el departamento de Caldas aumenta el número de especies reportadas de *Lutzomyia* en este departamento a 27. *Lu. yuilli* se ha registrado en siete departamentos de Colombia, aunque es probable que su ámbito geográfico sea mayor, por lo cual es necesario continuar su estudio con el fin de establecer su importancia médica en otras regiones del país. El nuevo registro de *Lu. triramula* eleva el número de departamentos donde se ha informado su presencia a siete. Estos hallazgos contribuyen a la actualización de la distribución de las especies de flebotomíneos en el país, conocimiento fundamental para el entendimiento de su ecología y el posterior control de los mismos.

Agradecimientos

Este trabajo se realizó dentro del marco del convenio realizado entre Isagen y el Programa de Estudio y Control de Enfermedades Tropicales (PECET) de la Universidad de Antioquia. Agradecemos a todo el personal de Isagen en la Hidroelectrica Miel, a la Doctora Martha Wolff por su ayuda y a las comunidades de Norcasia, Victoria y demás municipios por su colaboración.

Referencias Bibliográficas

AFONSO, M.M.S., WAGNER, A.C., AZEVEDO, A.C.R., DA COSTA, S.M., MAURÍCIO, L., VILELA, M.L. & RANGEL, E.F. 2007. Data on sand fly fauna (Diptera, Psychodidae, Phlebotominae) in Itatiaia National Park, Rio de Janeiro State, Brazil. Cad. Saúde Pública 23(3):725-730.

BARRETO, M., BURBANO, M.E. & BARRETO, P. 2000. *Lutzomyia* Sand Flies (Diptera: Psychodidae) from Middle and Lower Putumayo Department, Colombia, with New Records to the Country. Mem. Inst. Oswaldo Cruz 95(5):633-639.

BARRETO, M., BURBANO, M.E. & BARRETO, P. 2006. Registros de *Lutzomyia* (Diptera: Psychodidae) en nuevas localidades de Colombia. Colomb. Med. 37(1):39-45.

BEJARANO, E.E. 2006. Lista actualizada de los psicódidos (Diptera: Psychodidae) de Colombia. Folia Entomol. Mex. 45(1):47-56.

BEJARANO, E.E., DUQUE, P. & VÉLEZ, I.D. 2006. Redescripción de la hembra de *Lutzomyia vattierae* (Diptera: Psychodidae, Phlebotominae) de la serranía de La Macarena, Colombia. Biomédica 26(4):556-561.

CHRISTENSEN, H.A. & VASQUES, A.M. 1982. The tree-buttress biotope: a pathobiocenose of *Leishmania braziliensis*. Am. J. Trop. Med. Hyg. 31(2):243-251.

CORTÉS, L.A. 2006. Foco de leishmaniasis en El Hobo, municipio de El Carmen de Bolívar, Bolívar, Colombia. Biomédica 26(Supl.1):236-241.

HASHIGUCHI, Y., CHILLER, T., INCHAUSTI, A., DE ARIAS, A., KAWABATA, M., ALEXANDER, J.B. 1992. Phlebotomine sandfly species in Paraguay and their infection with *Leishmania*. Am. J. Trop. Med. Hyg. 86(2):175-180.

SANDOVAL, C.M., GUTIÉRREZ, R., CÁRDENAS, R., FERRO, C. 2006 Especies del género *Lutzomyia* (Psychodidae, Phlebotominae) en áreas de transmisión de leishmaniasis tegumentaria visceral en el departamento de Santander, en la cordillera oriental de los Andes colombianos. Biomédica 26(Supl.1):218-227.

SANTAMARÍA, E., PONCE, N., ZIPA, Y., FERRO, C. 2006 Presencia en el peridomicilio de vectores infectados con *Leishmania (Viannia) panamensis* en dos focos endémicos en el occidente de Boyacá, piedemonte del valle del Magdalena medio, Colombia. Biomédica 26(Supl.1):82-94.

SCHMIDT, G.D., ROBERTS, L.S. 2000. Foundations of Parasitology. McGraw – Hill Higher Education, Boston, p.70-78.

SIVIGILA. Instituto Nacional de Salud, Subdirección de Vigilancia y Control en Salud Pública. 2006. Sistema de Vigilancia en Salud Pública Sivigila. Semana epidemiológica. Santafé de Bogotá, 52p.

VÉLEZ, I.D., WOLFF, M., VALDERRAMA, R., ESCOBAR, J.P., OSORIO, L. 1991 Community and environmental risk factors associated with cutaneus leishmaniosis in Montebello, Antioquia, Colombia. In Leishmaniasis Control Strategies. IDR, Mexico. p.261-74.

YOUNG, D.G. & DUNCAN, M.A. 1994. Guide to the identification and geographic distribution of *Lutzomyia* sandflies in Mexico, the West Indies, Central and South America (Diptera: Psychodidae). Associated Publishers American Entomological Institute, Gainesville, 881p.

Recibido en 14/11/07
Versión revisada en 20/06/08
Publicado en 10/07/08

Occurrence of Naididae (Annelida: Oligochaeta) from three gastropod species in irrigation fields in southeastern Brazil

***Renato Tavares Martins*[1,2] *& Roberto da Gama Alves*[1]**

[1]*Departamento de Zoologia, Laboratório de Invertebrados Bentônicos, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF, Campus Universitário, s/n, CEP 36036 900, Juiz de Fora, MG, Brazil*
[2]*Corresponding author: Renato Tavares Martins, e-mail: martinsrt@gmail.com*

MARTINS, R.T. & ALVES, R.G. 2008. **Occurrence of Naididae (Annelida: Oligochaeta) from three gastropod species in irrigation fields in southeastern Brazil**. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?short-communication+bn01508032008.

Abstract: In the present study we report the occurrence of three Naididae species from three gastropod mollusk species. The species *Dero (Dero) righii* was found from mollusks of the genus *Biomphalaria*. *Nais communis* was found from *Biomphalaria* sp. and *Aplexa rivalis*. *Chaetogaster limnaei* was found from *Biomphalaria* sp., *Aplexa rivalis* and *Lymnaea columella*. In Brazil, previous studies have reported the occurrence of *Chaetogaster limnaei* from *Biomphalaria* solely, while *Nais communis* have been found from *Pomacea bridgesii* and *Dero (Dero) righii* in the sediment of aquatic habitats in Mato Grosso do Sul. Our results indicate that, due to their locomotion, naidids are capable of colonizing different substrates in aquatic environments.
Keywords: *naidids, aquatic mollusks, Gastropoda.*

MARTINS, R.T. & ALVES, R.G. 2008. **Ocorrência de Naididae (Annelida: Oligochaeta) em três espécies de gastrópodes em campos irrigados no sudeste do Brasil**. Biota Neotrop. 8(3): http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/pt/abstract?short-communication+bn01508032008.

Resumo: No presente estudo, relatamos a ocorrência de *Dero (Dero) righii* associada a moluscos do gênero *Biomphalaria*. *Nais communis* foi encontrada associada a *Biomphalaria* sp. e *Aplexa rivalis*. A espécie *Chaetogaster limnaei* esteve associada à *Biomphalaria* sp., *Aplexa rivalis* e *Lymnaea columella*. No Brasil, estudos anteriores registraram *Chaetogaster limnaei* associada somente à *Biomphalaria*, *Nais communis* à *Pomacea bridgesii* e *Dero (Dero) righii* ao sedimento de ambientes aquáticos no Mato Grosso do Sul. Os resultados obtidos confirmam que, devido à capacidade de se deslocar na coluna d'água, os oligoquetos naidideos apresentam habilidade de colonizar diferentes substratos presentes nos ambientes aquáticos.
Palavras-chave: *naidideos, moluscos aquáticos, Gastropoda.*

Introduction

Species of Oligochaeta Naididae commonly inhabit sediments of rivers, streams and lakes (Alves & Lucca 2000, Collado & Schmelz 2001, Montanholi-Martins & Takeda 2001). Due to their great ability to swim, they are capable of exploring benthic habitats (Erséus & Gustavsson 2002) such as aquatic macrophytes (Jones et al. 2000), sponges (Corbi et al. 2005), Odonata larvae (Corbi et al. 2004) and mollusks (Buse 1972). It was the aim of this study to verify the presence of Naididae species associated with three species of gastropod mollusks.

Material and Methods

Gastropod mollusks were collected alongside irrigation channels in a horticultural garden in the northwest region of Juiz de Fora (MG), southeastern Brazil (21° 39' 6" S and 43° 25' 54" W), in May, June, July, August, November 2005 and January 2006. Using small nets, we collected 90 individuals of each of the following mollusk species: *Aplexa rivalis* Mastou & Rackett, 1898; *Biomphalaria* sp. and *Lymnaea columella* Say, 1827.

In the laboratory, mollusks were dissected under a stereoscopic microscope. The Naididae individuals found were first fixed in 8% formalin solution and then preserved in 70% alcohol solution. Taxonomic identification was carried out according to Righi (1984) and Brinkhurst & Marchese (1989).

Results and Discussion

A total of 270 mollusks were dissected and 126 of them contained oligochaete worms, making 56% prevalence (Table 1). This result is more than the 27.75% prevalence that has previously been found in *Pomacea bridgesii* (Reeve 1856) by Gorni & Alves (2006) and less than the 61.8% prevalence that has previously been found in *B. straminea* (Dunker 1848) by Andrade & Campos (1968). Three Naididae species were found: *Chaetogaster limnaei* (K. von Baer 1927), *Dero (Dero) righii* (Varela 1990) and *Nais communis* (Piguet 1906).

Chaetogaster limnaei was the most abundant species and it was found in all three species of mollusks. Besides, it represented 98.15% of all worms found in *Biomphalaria* sp. and it was the only naidid species found in *L. columella* (Table 1). According to Buse (1972), *C. limnaei* inhabits a wide variety of gastropod snails and, in Brazil, it has previously been found in association with *B. straminea* (Andrade & Campos 1968, Callisto et al. 2005).

This is the first report on the occurrence of *D. (D.) righii* in a living substratum, i.e., *Biomphalaria* sp. It has previously been found in association with sediments of Middle Rio Negro Region (Pantanal, MS, Brazil) and Lagoa dos Patos (MS, Brazil), according to Takeda et al. (2000) and Montanholi-Martins & Takeda (2001), respectively. Gorni & Alves (2006) reported the occurrence of seven species of the genus *Dero* associated with *P. bridgesii* specimens sampled from fish farming tanks in the state of São Paulo (southeastern Brazil), although they have not found the species *D. (D.) righii*.

Nais communis was found associated to *Biomphalaria* sp. and *A. rivalis* species, but in rather low abundance. Gorni & Alves (2006) found a low abundance of *N. communis* from *P. bridgesii*. In Brazil, this species has previously been found in association with sediments of rivers (Alves et al. 2006), streams (Alves & Lucca 2000), macrophytes (Trivinho-Strixino et al. 2000), sponges (Corbi et al. 2005) and bryophytes (Gorni & Alves 2007).

Our results indicate that, due to their locomotion, naidids are capable of colonizing different substrates in aquatic environments. Moreover, because three Naididae species were found in association with gastropod mollusks in a single site, we consider that this type of association should be common in the nature.

Table 1. Abundance of three naidid species in gastropod mollusks in irrigation channels in southeastern Brazil.

Tabela 1. Abundância de três espécies de Naididae em moluscos gastrópodes em canais de irrigação no sudeste do Brasil.

Naididae	Gastropod mollusks		
	***Biomphalaria* sp.**	***Aplexa rivalis***	***Lymnaea columella***
Chaetogaster limnaei	319	2	9
Dero (Dero) righii	3	0	0
Nais communis	3	4	0
Total	325	6	9

Acknowledgments

We would like to thank Prof. Gilson Alexandre de Castro for identification of the snails and Dr. Luciana Falci Theza Rodrigues for field and laboratory assistance.

References

ALVES, R.G. & LUCCA, J.V. 2000. Oligochaeta (Annelida: Clitellata) como indicador de poluição orgânica em dois córregos pertencentes à Bacia do Ribeirão do Ouro Araraquara (São Paulo-Brasil). Braz. J. Ecol. 4(1-2):112-117.

ALVES, R.G., MARCHESE, R.M. & ESCARPINATI, S.C. 2006. Oligochaeta (Annelida, Clitellata) in lotic environments in the state of São Paulo, Brazil. Iheringia Sér. Zool. 96(4):431-435.

ANDRADE, R.M. & CAMPOS, L.G. 1968. Natural infection of *Biomphalaria* sp. (Dunker, 1848) by oligochaetes of the genus *Chaetogaster*. Rev. Bras. Malar. Doencas Trop. 21(1):27-36.

BRINKHURST, R.O. & MARCHESE, M.R. 1989. Guia para la indentificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamérica. Clímax. Santa Fé, Argentina.

BUSE, A. 1972. Behavioural aspects of the relationship of Chaetogaster limnaei (Oligochaeta: Naididae) with its gastropod host. Anim. Behav. 20(2):274-279.

CALLISTO, M., MORENO, P., GONÇALVES JR., J.F., FERREIRA, W.R. & GOMES, C.L.Z. 2005. Malacological assessment and natural infestation of *Biomphalaria* sp. (Dunker, 1848) by *Schistosoma mansoni* (Sambon, 1907) and *Chaetogaster limnaei* (K. Von Baer, 1827) in an urban eutrophic watershed. Braz. J. Biol. 65(2):1-13.

COLLADO, R. & SCHMELZ, R.M. 2001. Oligochaete distribution patterns in two german hardwater lakes of different trophic state. Limnologica 31(4):317-328.

CORBI, J.J., JANCSO, M.A., TRIVINHO-STRIXINO, S. & FRAGOSO, E.N. 2004. Occurence of oligochaeta living on larvae of odonata from Ipeúna (São Paulo State, Brazil). Biota Neotrop. 4(2): http://www.biotaneotropica.org.br/v4n2/pt/abstract?short-communication+BN03304022004 (último acesso em 10/06/2007).

CORBI, J.J., ROQUE, F.O., TRIVINHO-STRIXINO, S. & ALVES, R.G. 2005. Records of oligochaetes in freshwater sponges, on bryozoans, and on colonial hydrozoans from Brazil. Braz. J. Biol. 65(1):187-188.

ERSÉUS, C. & GUSTAVSSON, L. 2002. A proposal to regard the former family Naididae as a subfamily within Tubificidae (Annelida, Clitellata). Hydrobiologia 485(1-3):253–256.

GORNI, G.R. & ALVES, R.G. 2006. Naididae (Annelida, Oligochaeta) associated with *Pomacea bridgesii* (Reeve) (Gastropoda, Ampullaridae). Rev. Bras. Zool. 23(4):1059-1061.

GORNI, G.R. & ALVES, R.G. 2007. Naididae (Annelida, Oligochaeta) associated with briophytes in Brotas, State of São Paulo, Brazil. Rev. Bras. Zool. 24(2):518-519.

JONES, J.I., MOSS, B., EATON, J.W. & YOUNG, J.O. 2000. Do submerged aquatic plants influence periphyton community composition for the benefit of invertebrate mutualists? Freshwater Biol. 43(4):591-604.

MONTANHOLI-MARTINS, M.C. & TAKEDA, A.M. 2001. Spatial and temporal variations of oligochaetes of the Ivinhema river and Patos lake in the upper Paraná river basin, Brazil. Hydrobiologia 463(1-3):197-205.

RIGHI, G. 1984. Manual de identificação de invertebrados límnicos do Brasil. Coordenação Editorial, CNPq, Brasília.

TAKEDA, A.M., CALLISTO, M., BARBOSA, F.A.R. 2000. Zoobenthos Survey of the Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. RAP Bulletin of Biological Assessment 18(1):49-55.

TRIVINHO-STRIXINO, S. CORREIA, L.C.S. & SONODA, K. 2000. Phytophilous Chironomidae (Diptera) and other macroinvertebrates in the ox-bow Infernão lake (Jataí Ecological Station, Luiz Antônio, SP, Brazil). Rev. Bras. Biol. 60(3): 527-535.

Data Received 06/04/08
Revised 01/08/08
Accepted 14/08/08